



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia - FAENG



JESSICA ALINE MENEZES LIMA

**QUANTIFICAÇÃO E ESPACIALIZAÇÃO BIONERGÉTICA
PROVENIENTE DO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE
EFLUENTES DE ABATEDOUROS E PERSPECTIVAS DE
APLICAÇÃO DOS SUBPRODUTOS**

P G R N

Campo Grande, MS.

2022

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
FACULDADE DE ENGENHARIAS E ARQUITETURA E URBANISMO E GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS**

JESSICA ALINE MENEZES LIMA

**QUANTIFICAÇÃO E ESPACIALIZAÇÃO
BIOENERGÉTICA PROVENIENTE DO TRATAMENTO
ANAERÓBIO DE EFLUENTES DE ABATEDOURO E
PERSPECTIVAS DE APLICAÇÃO DOS SUBPRODUTOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul como requisito parcial a obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais sob a linha de Análise Integrada de Geobiosistemas e Bioeconomia.

**Orientador: Prof. Dr. Jamil Alexandre Ayach Anache
Coorientador(a): Prof. Dr. Edinéia Lazarotto Formagini**

Aprovada em:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Jamil Alexandre Ayach Anache
Orientador PGRN- UFMS

Prof. Dr. Edinéia Lazarotto Formagini
Co-orientador

Prof. Dr. Adriana Ferreira Maluf Braga
Universidade de São Paulo - USP

Prof. Dr. Carla Eloísa Diniz dos Santos
Universidade Federal do Triângulo Mineiro

**Campo Grande, MS.
2022**

DEDICATÓRIA

Meus pais, Francisco e Dulce, por todos os ensinamentos, apoio e suporte para o desenvolvimento dos meus projetos pessoais...

Camilo, é dedicado a você também este trabalho, sei que fica super orgulhoso por minhas conquistas.

A minha tia, Daniela, por sempre estar ao meu lado e acreditar em mim!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradecer à Deus por guiar e proporcionar uma dedicação pessoal, visto que, particularmente, sempre foi um objetivo desde o ingresso no âmbito da pesquisa.

Sem esquecer de todos que me acompanharam e me trouxeram até aqui... cronologicamente, começo pela Didia, me lembro como se fosse hoje o ingresso no curso de extensão, que me abriram inúmeras portas. Agradeço enormemente por seus ensinamentos, amizade e orientação, visto que me acompanha desde a iniciação científica lá em 2015... fica aqui meu “formal” muito obrigada!

Jamilzinho, sou extremamente grata por você ter aparecido na minha vida, por ter aceitado me orientar, porque a temática era super multidisciplinar e foi um desafio para nós. Muito obrigada por suas horas de LASAC comigo para desenvolvermos a metodologia e os resultados, seu apoio foi fundamental e sem essa de “é meu papel como orientador”, você foi um verdadeiro amigo e assim torço que possamos continuar.

Sou muito grata por ter uma galerinha ao meu lado, que sempre torce e me fortalecem nas escolhas e nos meus projetos pessoais, amo vocês... Naná, Ene, Thay, Bibi, Lu e meu Bastião, acompanharam praticamente desde o início a minha correria. Por último, mas não menos importante, Karolzinha, me fortalece demais sua admiração, apoio e confiança... amo demais todos vocês! Repetitivo, mas não redundante.

Por fim, agradeço ao PGRN, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (PPGRN), da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo (FAENG) da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) pela infraestrutura e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (Capes), pelo apoio financeiro no desenvolvimento deste.

SUMÁRIO

Dedicatória	i
Agradecimentos	ii
Sumário	iii
Lista de figuras	vi
Lista de tabelas	viii
Resumo Geral	ix
Introdução Geral	11
Objetivo geral	14
Primeiro Capítulo: 1.Referencial teórico	15
Economia circular e o conceito nexus no agronegócio	15
Setor agroindustrial, processo de abate dos animais e a geração de efluentes	18
Tratamento biológico de efluentes e a geração de subprodutos	23
Uso do Sistema de Informações Geográficas para tomada de decisões	28
Área de estudo.....	30
Segundo Capítulo: 2.Potencial bioenergético da cadeia de exportação da carne brasileira	39
2.1. Introdução.....	39
2.2. Material e métodos.....	42
2.2.1. Coleta de dados	42

2.2.2. Simulação da produção de biogás e energia	44
2.2.2.1. Eficiência do tratamento e conversão em metano	44
2.3. Resultados e discussão	46
2.3.1. Distribuição nacional dos abatedouros do SIF.....	46
2.3.2. Potencial bioenergético de efluente de abatedouros	51
2.4. Conclusão	63
2.5. Referências	64
Terceiro Capítulo: 3. Potencial de reinserção dos subprodutos do tratamento anaeróbio de efluentes dos abatedouros no setor agropecuário brasileiro	69
3.1.Introdução.....	70
3.2. Material e métodos.....	73
3.2.1. Espacialização dos cenários de oportunidade no território brasileiro	73
3.2.2. Análise do potencial de reinserção dos subprodutos das unidade de abate.....	77
3.3. Resultados e discussão	79
3.3.1. Perspectivas da aplicação dos subprodutos da digestão anaeróbia no solo brasileiro	79
3.3.2. Aplicação de biofertilizantes e sua relação com o agronegócio	86
3.3.3. Vulnerabilidade ambiental e as tendências da agricultura brasileira	88
3.4. Conclusão	92
3.5. Referências	93
Considerações finais, limitações e recomendações futuras.....	105
Limitações e recomendações futuras	106

Apêndices	107
-----------------	-----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Cadeia produtiva atual e a abordagem da cadeia de produção de alimentos estudada.....	16
Figura 1.2. Fluxograma do abate de bovinos com geração de efluentes, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006).....	19
Figura 1.3. Fluxograma do abate de suínos com geração de efluentes, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006).	19
Figura 1.4. Fluxograma do processo de abate de aves e suas respectivas etapas, geradas de efluentes líquidos.	20
Figura 1.5. Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	24
Figura 1.6. Mapa de localização do Brasil, suas regiões e estados.....	28
Figura 2.1. Distribuição das unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal-SIF.....	44
Figura 2.2. Espacialização do potencial bioenergético diário dos abatedouros SIF.....	49
Figura 2.3. Distribuição das unidades de geradoras de energia de origem fotovoltaica, eólica e hidrelétrica de forma conjunta das unidades elétricas de abatedouro.	54
Figura 2.4. Índices do potencial elétrico brasileiro por região do país e de UEA.	56
Figura 2.5. Espacialização das unidades produtoras de energia por biomassa existentes no Brasil, juntamente com as UEA.....	58
Figura 3.1. Uso e ocupação do solo brasileiro, conforme Buchhorn <i>et al.</i> , (2020).	72
Figura 3.2. Esquema simplificado das etapas da modelagem dos cenários de oportunidade.	74
Figura 3.3. Esquema simplificado das etapas análise do potencial de reinserção dos subprodutos da digestão anaeróbia nas escalas: local, microrregional e regional.....	76

Figura 3.4. Espacialização dos cenários de oportunidade, distribuição das unidades de abate do SIF, e as classificações da disponibilidade nutricional do solo e as respectivas demandas de nutrientes no território brasileiro.....77

Figura 3.5. Potencial de reinserção de biofertilizantes e biossólidos provenientes do tratamento anaeróbio dos efluentes de abatedouros no Brasil.....81

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Relação dos valores médios adotados na simulação para os efluentes de abatedouros de bovinos, suínos e de aves.....	40
Tabela 2.2. Geração de efluente dos abatedouros conforme suas classes e origens.....	41
Tabela 2.3. Potencial elétrico diário hidrelétrico, fotovoltaica, eólico e de abatedouros por região do país.....	55
Tabela 2.4. Potencial elétrico diário proveniente do bagaço de cana, licor negro, biogás e de abatedouros por região do país.....	58
Tabela 2.5. Índice de participação energética proveniente de biomassa com e sem a contribuição potencial das UEA.....	59
Tabela 3.1. Relação de equivalência das classificações dos solos brasileiros e as respectivas pontuações de produção de alimentos.....	71
Tabela 3.2. Relação da classificação do uso e ocupação do solo brasileiro e as respectivas pontuações adotadas a demanda nutricional.....	73

RESUMO GERAL

Lima, Jessica Aline Menezes. (2022). Quantificação e Espacialização Bionergética Proveniente do Tratamento Anaeróbico de Efluentes de Abatedouro e Perspectivas de Aplicação dos Subprodutos. 2022. 108. Dissertação- Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

Resumo: O projeto busca quantificar e espacializar o potencial bioenergético proveniente digestão anaeróbia dos efluentes oriundos de abatedouros de bovinos, de suínos e de aves cadastrados no Sistema de Inspeção Federal- SIF brasileiro. As possibilidades do aproveitamento e reinserção dos subprodutos do processo anaeróbico de tratamento dos efluentes (biossólidos e biofertilizantes), em contraste com a classificação e o uso e ocupação do solo foram analisados sob o viés da economia circular. Inicialmente todas as unidades de abatedouros foram identificadas e especializadas em ambiente SIG, com a realização da simulação de recuperação bioenergia. Com a simulação foi elaborado um mapa de calor (Densidade de Kernel), onde conferiu-se diferenças no potencial de produção de energia, bem como evidenciou-se a influência das origens e localização de cada tipo de abatedouro no potencial, visto que a distribuição das origens segue os perfis de produção socioeconômicos de cada uma das regiões do país. Por meio de álgebra de mapas, os resultados apontaram 4 cenários base para a análise do potencial de reinserção de biofertilizantes e biossólidos oriundos do tratamento anaeróbico, onde o cenário com maior demanda nutricional e menor disponibilidade nutricional de nutriente é o melhor cenário para a aplicação de biofertilizantes. Essa análise multicritério proporcionou a espacialização, das unidades de abate, as quais foram classificadas como sem potencial, de baixo potencial, de médio potencial e de alto potencial, nos raios de 10 km, 50 km e 200 km, para representar as escalas: local, microrregional e regional de reinserção, respectivamente. O maior eixo de inserção de energia proveniente do biogás, bem como de biofertilizantes está na região central do Brasil (parte das regiões centro-oeste, sudeste e sul), visto que esta região concentra o maior número de unidades abatedoras. Esta concentração, mesmo contrapõe a ideia central do biogás se apresentar como fonte de energia descentralizada, permitindo a criação de pequenos polos de produção elétrica, o que facilita a integração na rede de distribuição nacional.

Palavras-chave: biogás. agroindústria. unidade elétrica de abatedouro. fertilizantes. vulnerabilidade ambiental. agronegócio.

General abstract: The project seeks to quantify and spatialize the bioenergetic potential from anaerobic digestion of effluents from cattle, swine and poultry slaughterhouses registered in the Brazilian Federal Inspection System - FIS. The possibilities of using and reinserting the by-products of the anaerobic process of effluent treatment (biosolids and biofertilizers), in contrast to the classification and the use and occupation of the land, were analyzed from the perspective of the circular economy. Initially, all slaughterhouse units were identified and specialized in a GIS environment, with the performance of the bioenergy recovery simulation. With the simulation, a heat map (Kernel Density) was elaborated, where differences in the energy production potential were verified, as well as the influence of the origins and location of each type of slaughterhouse on the potential, since the distribution of origins follows the socioeconomic production profiles of each of the country's regions. Through map algebra and the results pointed to 4 bases scenarios for the analysis of the potential for reinsertion of biofertilizers and biosolids from the anaerobic treatment, where the scenario with higher nutritional demand and lower nutritional availability of nutrient is the best scenario for the application of biofertilizers. This multi-criteria analysis provided the spatialization of the slaughtering units, which were classified as no potential, low potential, medium potential and high potential, in radii of 10 km, 50 km and 200 km, to represent the scales: local, microrregional and regional reinsertion, respectively. The largest axis of energy insertion from biogas, as well as from biofertilizers, is in the central region of Brazil (part of the central-west, southeast and south regions), since this region concentrates the largest number of slaughtering units. This

concentration even opposes the central idea of biogas presenting itself as a decentralized source of energy, allowing the creation of small poles of electric production, which facilitates the integration in the national distribution network.

Keywords: biogas. agroindustry. electrical slaughterhouse units. fertilizers. environmental vulnerability. agrobusiness.

INTRODUÇÃO GERAL

A matriz energética mundial advém de diversas fontes de energia: hidráulica, gás natural, petróleo, carvão, nuclear, biomassa, eólica, solar, geotérmica e marítima (ABBAS; ISSA; ILINCA, 2020). Preponderantemente os combustíveis fósseis e o carvão mineral dominam a cadeia energética mundial, uma dependência que se apresenta desde a revolução industrial. Durante os anos de 2016 e 2017 a utilização de energia primária de combustíveis fósseis aumentou mais do que os de fontes renováveis, 1,5% e 0,7%, respectivamente (WORLD BIOENERGY ASSOCIATION, 2019).

ABBAS *et al*, (2020) descrevem que mesmo com a preponderância dos combustíveis fósseis, estes estão em via de escassez nos próximos 50 anos e que de maneira sinérgica proporcionam danos ambientais progressivos, e que para a minimização e reestruturação da cadeia energética será necessário a descarbonização das matrizes energéticas e o fortalecimento de novas fontes de produção de energia, sendo necessário o desenvolvimento de tecnologias de fontes renováveis.

Nessa perspectiva, a biomassa é uma fonte de energia com características muito específicas, uma vez que esta oportuniza a cogeração e a valorização dos recursos inerentes a toda e qualquer atividade produtiva. Desta forma, a biomassa se apresenta de modo significativo ao conceito e delimitação da economia circular em termos de produtos, materiais e fornecimento de energia (SHERWOOD, 2020; ABBAS; ISSA; ILINCA, 2020).

A digestão anaeróbia (DA) mostra-se atraente para os termos de tratamento de efluentes, recuperação de nutrientes e recursos naturais, uma vez que oportuniza a valorização dos resíduos, sendo os maiores desafios do desenvolvimento desta: a descentralização da indústria petroquímica e síntese de biomassa com fertilizantes renováveis; o fornecimento de biomassa em larga escala sob processos biológicos e a

priorização de fontes renováveis de energia; a recuperação de resíduos alimentares e uma agricultura mais racional com a reinserção contínua na cadeia produtiva; e pôr fim a cooperação e interlocução entre os agentes produtores, que detém maior interesse na cadeia de valorização dos produtos (SHERWOOD, 2020).

No Brasil, a agroindústria representa 16,4% do valor da produção da indústria de transformação de acordo com dados da Pesquisa Industrial Anual - PIA (IBGE, 2009), índice superado em 2019, onde fechou o ano com 21,4% do PIB nacional, dados da CEPEA (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada) em parceria com a CNA (Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil) (CNA, 2020).

Atualmente o ramo agroindustrial que mais movimenta exportação no Brasil é o da carne, que colocou o país como um dos maiores exportadores desses produtos, com um balanço anual de exportação em 2019 de 655 mil toneladas de carne (CONAB, 2020). Contudo a produção frigorífica do país é alta e representa um segmento de processo produtivo que é regulamentado por uma série de normas sanitárias destinadas a proporcionar segurança alimentar aos consumidores destes produtos (CETESB, 2006). Nesse processamento, quantias elevadas de água são utilizadas, gerando grandes volumes de efluentes, que quando tratado e destinado de forma adequada podem oportunizar a recuperação de recursos (MENESES-JÁCOME *et al.*, 2016; ABERILLA; GALLEGOSCHMID; AZAPAGIC, 2019). ENDO *et al.*, (2017) analisaram as linhas de desenvolvimento dos estudos em torno do conceito *nexus* (água-energia-alimento) no mundo, encontrando uma série de trabalhos sobre biocombustíveis, água e comida e um montante que abordava medidas governamentais e regulatórias. Embora haja interrelação das temáticas ao conceito, estes eram abordados de maneira segregada, atingindo especificamente um dos 3 alicerces. Sendo ressaltado a importância de estudos sinérgicos,

buscando esboçar a uma relação intrínseca ao conceito para uma melhor compreensão das soluções propostas.

Este estudo buscou avançar no entendimento sobre a multidisciplinaridade com relação as temáticas: bioenergética, agropecuária, ambiental e econômica, expondo uma alternativa para agregar os setores agroindustriais à reinserção de subprodutos por meio de uma espacialização, pautada na análise multicritério e estatística para avaliar o potencial de reinserção do biogás, de biofertilizantes e biossólidos das unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal- SIF, compreendendo que esses fatores podem contribuir para a viabilidade econômica da adoção das tecnologias anaeróbias de tratamento de efluentes e para um o agronegócio mais sustentável.

OBJETIVO GERAL

Quantificar e avaliar a distribuição do potencial bioenergético proveniente da digestão anaeróbia dos efluentes de 475 abatedouros do Sistema de Inspeção Federal- SIF e as perspectivas de aplicação dos subprodutos em escala local, microrregional e regional, identificando por origem quais unidades apresentam menor ou maior potencial.

1. REFERENCIAL TEÓRICO

Economia circular e o conceito nexus no agronegócio

O agronegócio é um conjunto de atividades econômicas e produtivas que engloba diversos setores da produção de alimentos. Sua inter-relação com conceito *nexus* passa por uma sistemática atualização e desenvolvimento, motivado por questões como o desperdício de alimento e o mau uso dos recursos naturais (KIBLER *et al.*, 2018). DIAZ; REYES; BAUMGARTNER (2022), destacam que a implantação da economia circular deve se dar de maneira estratégica, organizada, contínua e gradativa para alcance da sustentabilidade.

Há um processo de evolução envolvendo as premissas do desenvolvimento sustentável e a recuperação dos recursos. Aliada a sustentabilidade muitas concepções tendem a moldar e/ou readaptar a estrutura produtiva, considerando as perspectivas da economia circular, bioeconomia e economia verde (UNAY-GAILHARD; BOJNEC, 2019).

A revisão realizada por Pieroni, Mcaloone e Pigosso (2019), destaca a economia circular e sua interação com o conceito *nexus*, identificando lacunas no que diz respeito aos modelos de negócio, a escala de análise e a projeção das soluções propostas (SILVIA; TRUZZI, 2020). Se tratando de modelos de negócios a sustentabilidade em seu viés mais econômico atualmente pode ser considerada como economia verde, que visa a contribuição social, proteção ambiental e maior competitividade produtiva (DIAZ; REYES; BAUMGARTNER, 2022).

Dentro da perspectiva da economia circular no Peru -América do Sul- um mapeamento apontou uma complexa rede das diretrizes do desenvolvimento sustentável e as governanças de gerenciamento do uso dos recursos naturais, destacando a

multidisciplinaridade como ponto chave para melhor gestão da água na agropecuária, energia e mineração, estreitamente associadas com as contínuas mudanças climáticas e regime de chuva (SALMORAL *et al.*, 2020).

No Irã, Iraque e na Turquia numa visão holística adotado por Zarei (2020) o estudo pautado na avaliação produtiva sob a perspectiva da dependência de água, energia e alimento mostrou que os fatores que mais afetam o conceito são: o crescimento econômico, potenciais conflitos entre países e/ou interesses conflitantes da terra e o aumento populacional.

A análise de segurança alimentar realizada por Ozturk (2015) com os países componentes do BRICS (Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul) aponta que o crescimento econômico, o aumento da demanda de energia e consequentemente a degradação ambiental e o acréscimo do uso dos recursos naturais, reforça que a modernização agroindustrial e de sua cadeia como um todo é extremamente necessária, ressaltando que o uso de fontes alternativas de energia devem ser cada vez mais presentes nas discussões políticas.

O emprego de técnicas de produção verde e a reinserção de subprodutos da cadeia produtiva como os biofertilizantes e os biossólidos no setor agropecuário estão associados não somente aos aspectos produtivos e econômicos, mas também aos fatores de caracterização hidrográfica das áreas de aplicação, manutenção e melhoria dos recursos (ZONDERLAND-THOMASSEN; LIEFFERING; LEDGARD, 2014), uma vez que os biofertilizantes não se mostra atrativo apenas pela carga de nutriente do digestato, mas também pelo teor de água presente (CAGNO *et al.*, 2022).

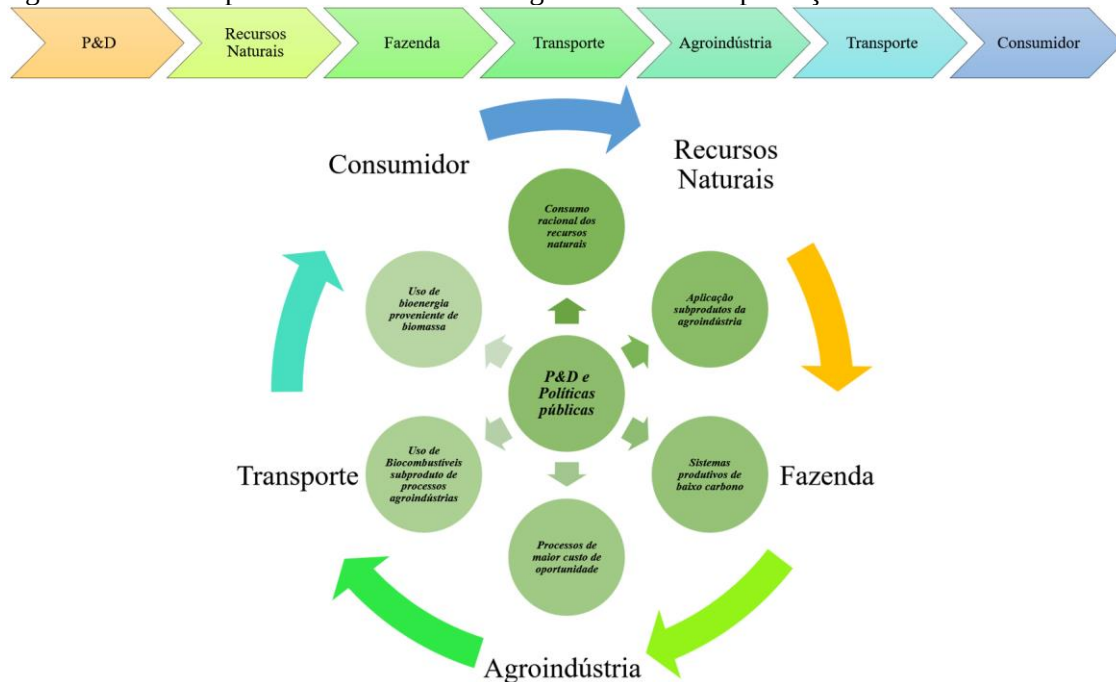
A agricultura é uma das atividades que mais consomem água segundo no mundo (WINTER *et al.*, 2017). Desta forma toda a cadeia agropecuária desde o melhoramento genético das sementes e dos sêmens dos animais até o consumidor final, consomem

elevadas quantias de recursos hídricos. Quando consideramos os processos de beneficiamento (setor agroindustrial) o uso da água é muito maior, pois há o uso direto e indireto, devido a demanda elétrica, que no Brasil é de origem hegemonicamente hidrelétrica (TOOP *et al.*, 2017).

O desenvolvimento sustentável e/ou circular, tende a moldar a produção alimentos para obtenção de agricultura mais sustentável, visto que o consumo de água para a produção de alimentos deve se intensificar nos próximos anos (HAMIDOV; HELMING, 2020). Dziedzic *et al.*, (2022), ressaltam que a adoção de práticas sustentáveis de forma escalonável ainda é um desafio devido a dependência de fatores além da água, como: os combustíveis fósseis, os fertilizantes sintéticos, o crescimento populacional e as mudanças climáticas.

A Figura 1.1 mostra o entendimento da cadeia produtiva atual e abordagem da cadeia de produção de alimentos estudada, colocando pesquisa e desenvolvimento e as políticas públicas como pontos chave para o desenvolvimento circular (KIBLER *et al.*, 2018; ROSEMARIN *et al.*, 2020).

Figura 1.1. Cadeia produtiva atual e a abordagem da cadeia de produção de alimentos estudada.



Fonte: Elaboração própria.

Nesta conjuntura do desenvolvimento sustentável, da economia circular em torno do conceito *nexus*, associada as mudanças climáticas e a estrutura agropecuária atual apontam para adaptações nos processos produtivos para a possibilidades da implantação de novas tecnologias e sistemas que colaborem com a neutralidade de carbono, uma vez que a produção pecuária tem sido destacada como uma atividade que contribui para o aumento das emissões de gases efeito estufa (WINANS; KENDALL; DENG, 2017; BURATTI *et al.*, 2017; YRJÄLÄ; RAMAKRISHNAN; SALO, 2022)

Setor agroindustrial, processo de abate dos animais e a geração de efluentes

O setor agroindustrial é responsável pela transformação das matérias primas de origem agropecuária, que contempla de maneira simplificada a produção de grãos e animais. O beneficiamento dos produtos do campo corresponde a etapa industrial da produção agrícola e pecuária, daí a denominação agroindústria e agropecuária, respectivamente.

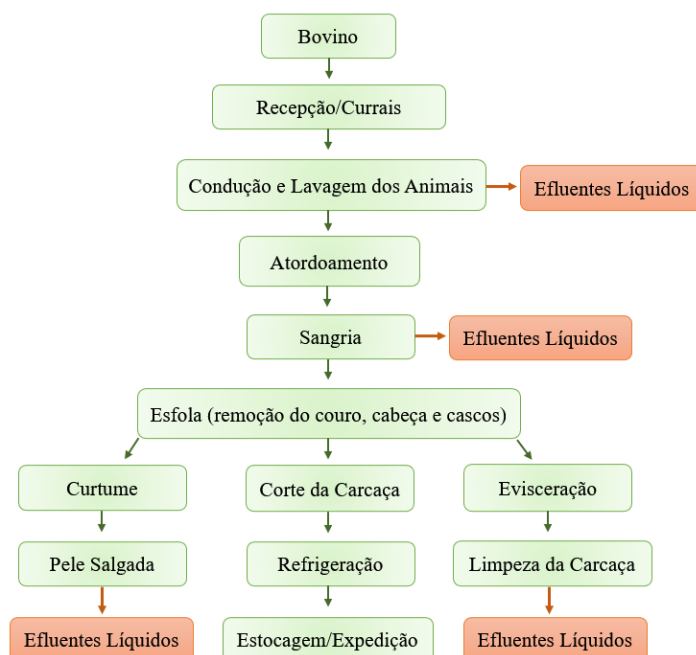
Em uma observação individualizada, a agricultura é responsável pela produção da soja, trigo, milho, sorgo, cana-de-açúcar, arroz, feijão, café, dentre outros produtos. Enquanto a pecuária é responde pela produção de animais com o intuito de obter insumos agroindustriais como a carne e o leite.

De modo a correlacionar a capacidade produtiva e padrão de qualidade o Brasil por meio do Sistema de Inspeção Federal – SIF vinculado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento- MAPA, classifica as unidades de abatedouro conforme sua capacidade de abate, regulamentando as políticas de comercialização dos produtos. Os produtos com certificação SIF podem ser comercializados no mercado nacional interestadual e no mercado internacional por meio de exportação (MAPA, 2018).

O processo de beneficiamento da carne começa no abate dos animais. O abate é o processo responsável pela maior parcela da geração dos efluentes dentro do seguimento agroindustrial de um frigorífico, onde são dispostos em seus efluentes maiores cargas orgânicas devido a presença de sangue e o porte do animal abatido (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015a; WARE; POWER, 2016a).

As etapas que compõe o abate de bovinos são apresentadas na , das quais são gerados os efluentes líquidos dos abates. As etapas de maior representatividade na geração dos efluentes nas unidade de abate de bovinos são: (1) na lavagem dos currais, com baixa Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), mas com uma elevada presença de sólidos; (2) no abate e divisão do animal, constituindo-se na maior fonte de carga orgânica, onde ocorre a lavagem da carcaça, logo, a operação que consome maior volume de água no processo; (3) no processamento das vísceras, com grande quantidade de sólidos e materiais parcialmente digeridos; (4) na recuperação de subprodutos, contribuindo com a alta concentração de DBO/DQO do efluente final; (5) no processamento industrial da carne e (6) na lavagem geral de pisos e equipamentos, ambos apresentando alta carga poluidora por conter grande quantidade de produtos químicos e materiais graxos (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2016; RICO; MONTES; RICO, 2017) (Figura 1.2).

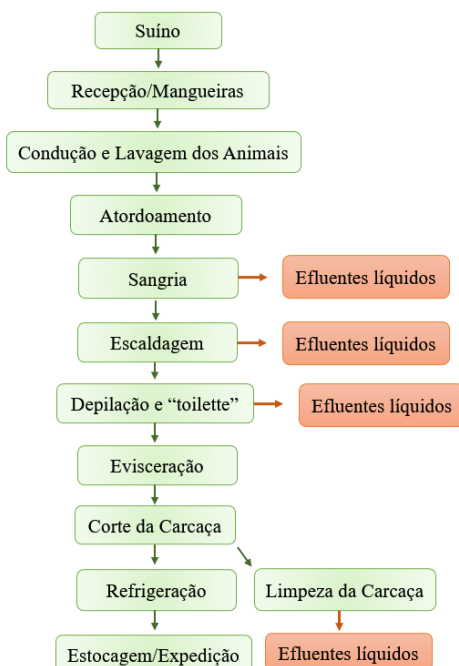
Figura 1.2. Fluxograma do abate de bovinos com geração de efluentes, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006).



Fonte: Elaboração própria

Os principais processos que ocorrem em matadouros-frigoríficos de suínos estão representados na Figura 1.3.

Figura 1.3. Fluxograma do abate de suínos com geração de efluentes, segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006).

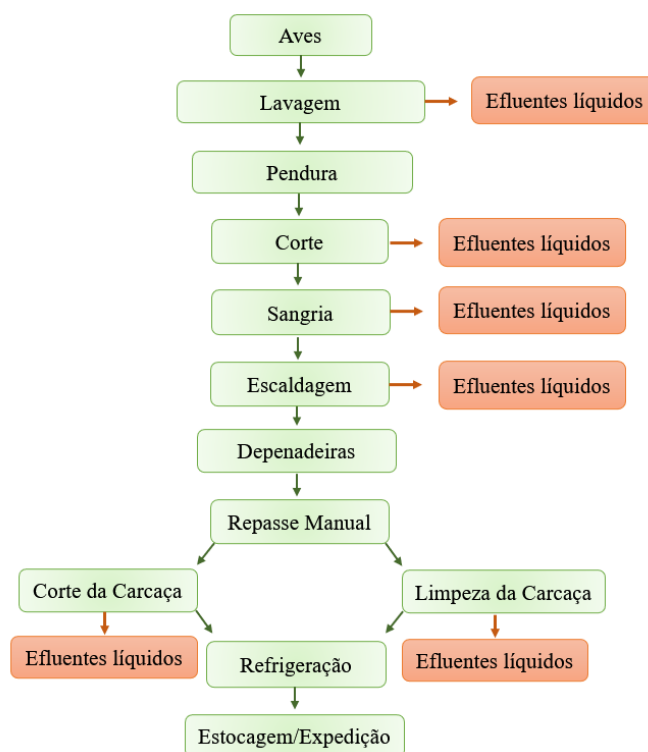


Fonte: Elaboração própria

Nas etapas Recepção/Mangueiras e Condução e Lavagem dos Animais, os processos e operações são similares àqueles realizados para os bovinos, com as mesmas finalidades e mesmas características na composição do efluente, de elevada concentração de sólidos e baixa DBO, enquanto a etapa de corte e limpeza da carcaça são responsáveis pelo aumento da carga orgânica do efluente (CETESB, 2006; RICO; MONTES; RICO, 2017).

Nos abatedouros de aves, o processamento da matéria-prima até a condução para lavagem, onde começa a geração dos efluentes, também ocorre de modo similar ao dos abatedouros de bovinos e suínos. As aves chegam em engradados plásticos das granjas e ficam em repouso até serem conduzidas para a área de recepção e insensibilização (atordoamento), onde são dependuradas e encaminhadas para as outras etapas do processamento (LIMA; SÁVIA, 2010). O processo de abate de aves é apresentado na Figura 1.4.

Figura 1.4. Fluxograma do processo de abate de aves e suas respectivas etapas, geradas de efluentes líquidos.



Fonte: Elaboração própria.

Os efluentes líquidos dos matadouros de aves são gerados nas operações de lavagens realizadas na (1) recepção: lavagem de pisos e dos caminhões; (2) área suja: pendura, corte, sangria, escaldagem e depenagem; e (3) área limpa: repasse até a embalagem/expedição (DA SILVA, 2007).

Em todos os processos de abate, independente da origem do animal, a sangria, juntamente com a evisceração são as etapas que mais contribuem para elevação da carga orgânica da água residuária de abatedouro de aves, devido presença de sangue nessas etapas (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015b).

Os resíduos sólidos ou semissólidos gerados pelos matadouros-frigoríficos incluem carcaças e restos dos animais que não são destinados ao consumo humano (RUSSO; VON BLOTTNITZ, 2017). Ware e Power, (2016) ressaltam que na consequência das operações de abate para obtenção de carne e derivados originam vários subprodutos e/ou resíduos, que devem sofrer processamentos específicos. São elas: fragmentos cárneos, sangue, vísceras de animais abatidos, conteúdo ruminar e intestinal, pelos, ossos, penas, gorduras da guarnição da carne e águas residuais, sendo todos passíveis de tratamento biológico. Esses resíduos devem ser tratados para não se dispersarem por veiculação hídrica ou atmosférica, contaminando o meio ambiente com sua alta carga orgânica e microbiológica (WANG; BANKS, 2003; ZIARA *et al.*, 2018).

A carga orgânica e os demais parâmetros presentes nos efluentes líquidos e nos resíduos dos abatedouros são variáveis de uma agroindústria para outra, pois dependem do número de animais abatidos por dia, da espécie de animal (layout), do porte do abatedouro, do grau de reaproveitamento de água, cuidados na operação e da eficiência do tratamento primário aplicado (HAMAWAND, 2015), e segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 2008), estes efluentes se tornam nocivos ao meio ambiente quando não tratados adequadamente.

Tratamento biológico de efluentes e a geração de subprodutos

Os processos de tratamento de efluentes apresentam diversas possibilidades desde o tipo de tratamento até o melhor arranjo operacional, sendo estes dependentes das características das águas residuárias, da vazão gerada, do espaço físico disponível para a implantação da infraestrutura, dos limites de lançamento no corpo hídrico receptor, do objetivo do tratamento, do nível do tratamento exigido, da disponibilidade de recursos financeiros e da mão de obra qualificada para a operação do sistema (JORDÃO, 2014; JESÚS; OSCAR; ORLANDO, 2020).

Com relação ao tipo de tratamento de efluentes, têm-se o biológico e o químico, basicamente. Entretanto há uma infinidade de opções de arranjos combinando-os de forma a atingir os objetivos do sistema de tratamento, que de forma simplificada é mitigar e/ou anular o potencial nocivo dos resíduos, seja eles líquidos ou sólidos (AZIZ *et al.*, 2019; MUSA; IDRUS, 2021; SHENDE; POPHALI, 2021).

O tratamento biológico é um processo no qual uma massa microbiológica (inóculo e/ou lodo, que pode ser ou não oriunda do próprio efluente a ser tratado), inicia sua proliferação (desenvolvimento), demandando e consumindo a matéria orgânica presente, representada pelos compostos de cadeia carbônicas curtas e longas, podendo ocorrer em condições aeróbicas (havendo a presença de oxigênio, O_2), condições anóxicas (sem a presença de oxigênio, mas com a presença de nitratos e nitritos, NO_3^- e NO_2^- , respectivamente) e anaeróbia (na ausência completa de oxigênio em forma assimilável) (SAGHIR; HAJJAR, 2022).

Nos sistemas aeróbios, em torno de 90% da matéria orgânica é degradada biologicamente, com a consequente conversão em dióxido de carbono e 40 a 50% da matéria orgânica é incorporada como biomassa. Nos sistemas anaeróbios, cerca de 50-60% da matéria orgânica biodegradável é convertida em biogás e apenas 5 a 7% da

matéria orgânica é incorporada como biomassa microbiana (METCALF & EDDY INC., 2003; BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR; QUINONES-BOLANOS, 2014).

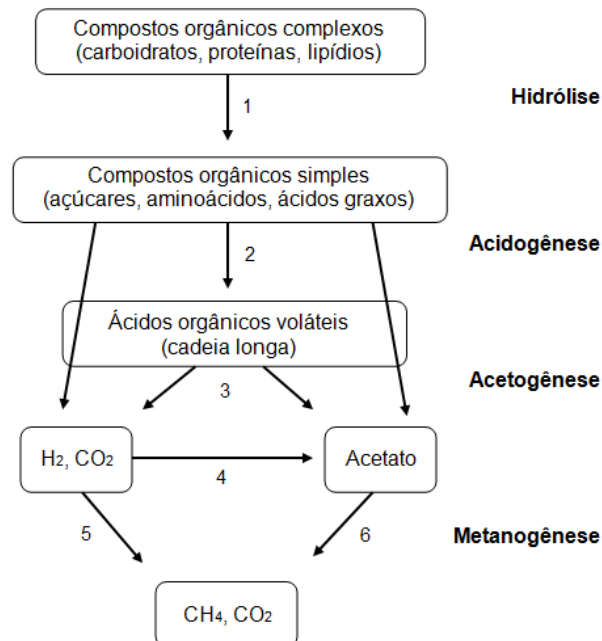
Embora os níveis de remoção dos sistemas biológicos sejam significativamente diferentes, apontando para melhor remoção para os sistemas aeróbios, estes são de elevado custo, uma vez que apresentam grande geração de lodo e alta demanda energética para manutenção de sistemas, como o lodo ativado e aeradores (DONOSO-BRAVO *et al.*, 2011). Enquanto a digestão anaeróbia mostra-se vantajosa por demandar baixo consumo de elétrico, pequena formação de lodo, baixa demanda de nutrientes, baixo custo de implantação e operação, tolerância de altas cargas orgânicas e produção de biogás, cuja seu aproveitamento energético pode proporcionar redução de custos operacionais (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, 2008).

As desvantagens do processo de DA são relacionadas com a ineficiência dos sistemas para a remoção de nutrientes e patógeno (LETTINGA *et al.*, 1984; VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO; A. L., 1998).

A digestão anaeróbia acontece por meio da associação de processos consecutivos, onde ao final a matéria orgânica é convertida em metano, hidrogênio, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia. O processo pode ser basicamente dividido em quatro etapas: na primeira, a hidrólise, ocorre a quebra de moléculas maiores e mais complexas em moléculas menores por meio de ação enzimática; a segunda etapa é representada pela acidogênese, onde ocorre a conversão de compostos simples como açúcares em ácido orgânicos ou de cadeia curta; na terceira etapa, a acetogênese, as bactérias transformam os ácidos formados na etapa anterior em acetatos e H₂, que são produtos essenciais para o sucesso da etapa seguinte. A metanogênese é a última etapa do processo de digestão anaeróbica, onde ocorre a conversão dos compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono pela ação de arqueas metanogênicas, apresentados na

Figura 1.5 (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994); CHERNICHARO, 2007; LEITÃO *et al.*, 2011).

Figura 1.5. Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



Fonte: CHERNICHARO, 1995; LUBBERDING, 1995 (modificado)

Legenda: 1,2: bactérias hidrolíticas fermentativas; 3: bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio; 4: bactérias acetogênicas consumidoras de hidrogênio; 5: arqueas metanogênicas utilizadoras de hidrogênio; 6: arqueas metanogênicas acetoclásticas.

A digestão anaeróbia apresenta diversos fatores que influenciam no processo e consequentemente na eficiência da redução da matéria orgânica. Grande parte destes fatores está associada aos microrganismos que atuam, uma vez que as primeiras etapas ocorrem em uma ampla faixa de pH, e com baixas taxas de inibição devido à presença em excesso de alguns nutrientes. Já a última fase, a metanogênese, só ocorre quando o pH está próximo de 7,0 (POHLAND, 1992) e é mais sensível a variações nas concentrações de nutrientes, especialmente a amônia (YENIGÜN; DEMIREL, 2013). Outros fatores como tais como: a composição do substrato (efluente a ser tratado), especialmente a relação entre carbono e nitrogênio (C/N); presença de oxigênio dentro do sistema e; variações na temperatura também exercem influência direta no processo (VON

SPERLING; CHERNICHARO, 2005; AQUINO *et al.*, 2007; KYTHREOTOU; FLORIDES; TASSOU, 2014).

Segundo Jordão, (2007), os processos típicos de tratamento de efluentes frigoríficos são dependentes dos processamentos adotados por cada empresa, seguindo as etapas: o tratamento primário é utilizado para a remoção de sólidos grosseiros, suspensos, sedimentares e flotáveis; a equalização é indicada para homogeneizar estabelecer uma vazão constante a fim de não sobrecarregar a estação de tratamento; o tratamento secundário é indicado para remoção de sólidos coloidais por bactérias anaeróbias e/ou aeróbias; e o tratamento terciário não é uma exigência técnica, porém dependendo da composição do efluente será necessária uma terceira etapa.

Os efluentes de abatedouros que contém alta concentração de óleos e graxas (HAGOS *et al.*, 2017), o processo de digestão anaeróbia pode ser delicado, uma vez que o contato desses lipídios com os ácidos de cadeia longa pode causar inibição no processo. Desta forma, os sistemas primários de tratamento e o tempo de detenção hidráulica são fundamentais para a eficiência do tratamento desses efluentes, conseqüentemente, para a produção de biogás (MAO *et al.*, 2015; BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015; MENEZES LIMA *et al.*, 2020).

A digestão anaeróbia também apresenta dificuldades, como a implementação dos processos de partida que podem ser demorados e improdutivos, manutenção da alcalinidade alta, baixa remoção de fósforo e nitrogênio, possível produção de maus odores e necessidade de pós-tratamento (METCALF; EDDY, 2003).

Embora haja uma gama de dificuldades no processo os sistemas de tratamento são dimensionados por meio de critérios de TDH, volume, carga orgânica volumétrica, que são fatores determinantes para o estabelecimento dos padrões estruturais dos reatores e de seus respectivos números de módulos e capacidade de tratamento (MAO *et al.*, 2015).

Para Chernicharo (2007) o tempo de detenção hidráulica (TDH) pode afetar de forma significativa as eficiências de remoção da matéria orgânica, variando de 40 a 80% para a remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Os reatores como o de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), se apresentam como uma alternativa para melhorar as condições de reações microbiológicas. Além disso, as questões operacionais do reator, como a possibilidade da operação em vários estágios ou a recirculação de efluentes, podem proporcionar melhorias no processo de DA (BUDZIANOWSKI, 2016).

Vale ressaltar ainda que o uso de sistemas de tratamento físico-químicos são amplamente adotado para resíduos ricos em óleos e graxas, como tratamento primário, que proporcionam redução na carga orgânica, representando um importante resultado na eficiência de tratamento (CHERNICHARO, 2007; BROOMS *et al.*, 2020).

AQUINO *et al.*, (2007), associam a estabilidade e o controle prático de reatores anaeróbios, como os critérios para a obtenção do sucesso operacional, que depende da precisa identificação da etapa limitante e das suas possíveis causas dentro o processo de tratamento, permitindo assim o uso das medidas adequadas de controle a fim de minimizar as limitações, explorando ao máximo a capacidade do sistema de tratamento.

Atrelado a diversos motivos, como a questão operacional, custo de implantação e operação os reatores anaeróbios encontram-se bem difundidos no Brasil, devido principalmente a oportunidade na valorização dos resíduos, resultando na geração do biogás, biossólidos e biofertilizantes favorecidos nutricionalmente (YONG; BASHIR; HASSAN, 2021), uma vez que os sistemas UASB mostram-se menos eficientes aos sistemas aeróbios na remoção dos nutrientes, que podem oportunizar usos agropecuários de seus subprodutos (JENSEN *et al.*, 2016).

A reinserção de subprodutos da DA de abatedouros ainda é um desafio, devido às limitações tecnológicas para a garantia da segurança ambiental e alimentar, mas defende que em condições tecnológicas adequadas a reinserção é uma alternativa interessante (AL-GHOUTI *et al.*, 2021). Sendo importante o desenvolvimento de estudos para analisar a multidisciplinarmente a adoção de tecnologias para oportunizar uma produção mais sustentável, promovendo a economia circular, reduzindo o uso de fertilizantes químicos, melhorando as propriedades físicas e químicas do solo (PUGLIA *et al.*, 2021).

No Brasil, já estão sendo elaborados planos que vislumbram o aperfeiçoamento de técnicas e medidas que viabilize a produção de energia proveniente de fontes renováveis, como o aproveitamento de rejeitos, uma medida que agrega valor e engloba todos os setores produtivos (MAPA, 2006). Ainda conforme o Plano Nacional de Agroenergia, o assunto exige uma transversalidade das políticas, das ações e dos recursos para obter aparato técnico capacitado e ainda tecnologias que garantam sucesso, que poderão ser obtidas através do desenvolvimento de pesquisas técnico-científicas e a transferência de tecnologia para garantir sustentabilidade e competitividade as cadeias de agroenergia.

Uso do Sistema de Informações Geográficas para tomada de decisões

Atualmente a utilização do Sistema de informações geográficas para o desenvolvimento de projetos e tomada de decisão estão cada vez mais comum. Devido principalmente aos recursos que esse sistema oferece, que é a possibilidade de visualização de uma série de informações de variável complexidade em um único ambiente, proporcionando ao utilizador várias possibilidades de análises e questionamentos num único ambiente de trabalho (interface). Essas análises podem ser

de caráter geoespacial ou até mesmo matemático, uma vez que as ferramentas dos softwares possibilitam modelagens estatísticas (PRAKASH Maurya et al., 2015; Rickles, Ellul; Haklay, 2017).

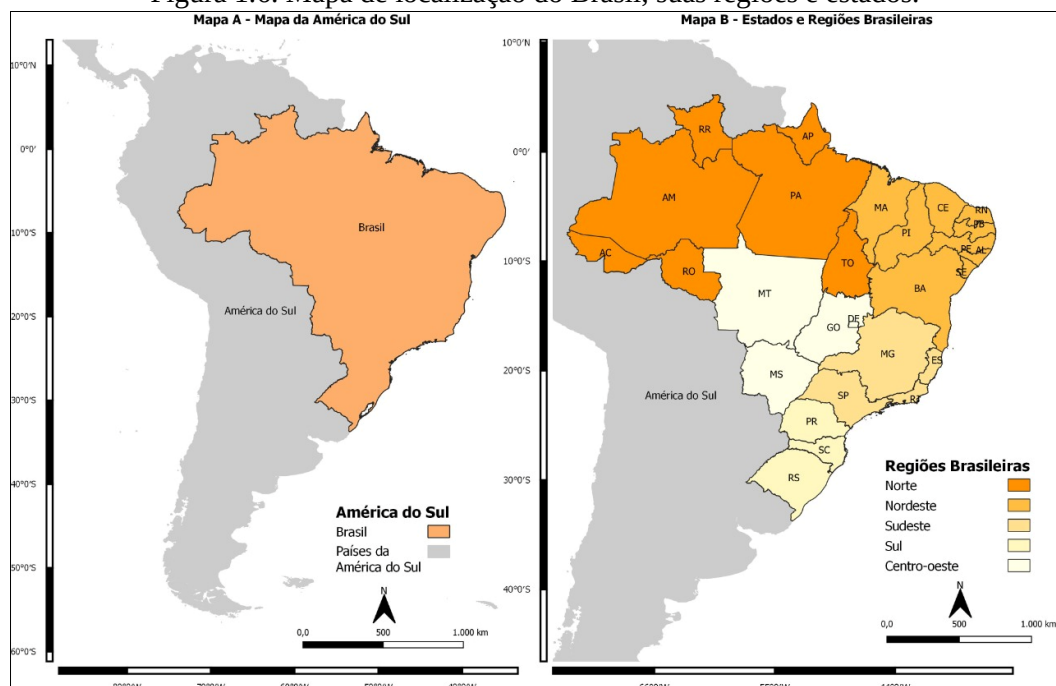
O Qgis é um dos softwares de uso facilitado por ser de acesso livre e de compatibilidades de com outros programas de amplo mercado em serviços de engenharias, oferecendo possibilidade de visualização e confecção de mapas, álgebras de mapas e até mesmo modelagens hidráulicas de sistemas de abastecimento de água por meio da instalação de complementos livres disponíveis no diretório de complementos do programa (Al-Gburi *et al.*, 2022; Correia *et al.*, 2018).

Área de estudo

O Brasil é considerado um país emergente, integrante do bloco econômico MERCOSUL e do agrupamento econômico BRICS, juntamente com Rússia, Índia, China e África do Sul. Está localizado na América do Sul, fazendo fronteira com a Guiana Francesa, Suriname, Guiana, Venezuela, Colômbia, Peru, Bolívia, Paraguai, Argentina e Uruguai.

Atualmente o Brasil está dividido em 5 regiões (Figura 1.6): a Norte, composto por Rondônia (RO), Amazonas (AM), Acre (AC), Amapá (AP), Pará (PA), Roraima (RR) e Tocantins (TO); Nordeste, composto por Maranhão (MA), Piauí (PI), Ceará (CE), Rio Grande do Norte (RN), Paraíba (PB), Pernambuco (PE), Alagoas (AL), Sergipe (SE) e Bahia (BA); Centro-Oeste, composto por Mato Grosso (MT), Goiás (GO) e Mato Grosso do Sul (MS); Sudeste, composto por São Paulo (SP), Minas Gerais (MG), Rio de Janeiro (RJ) e Espírito Santo (ES); e, por fim, a região Sul, composta por Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS).

Figura 1.6. Mapa de localização do Brasil, suas regiões e estados.



1.1. REFERÊNCIAS

- Abbas, T., Issa, M., & Ilinca, A. (2020). Biomass Cogeneration Technologies: A Review. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 10(01), 1–15. <https://doi.org/10.4236/jsbs.2020.101001>
- Aberilla, J. M., Gallego-Schmid, A., & Azapagic, A. (2019). Environmental sustainability of small-scale biomass power technologies for agricultural communities in developing countries. *Renewable Energy*, 141, 493–506. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.036>
- AL-Gburi, M. R. G.; Ramzi, M. S. M.; Shaikhan, L. H. M.; Habala, R. B. S. Mapping Groundwater Risk Using Geographic Information Systems and QGIS Techniques of the Upper Al-Sanaf Marsh Sub Basin in Maysan, Southern Iraq. *Iraqi Geological Journal*, v. 55, n. 1, p. 151–163, 30 abr. 2022.
- Al-Ghouti, M. A., Khan, M., Nasser, M. S., Al-Saad, K., & Heng, O. E. (2021). Recent advances and applications of municipal solid wastes bottom and fly ashes: Insights into sustainable management and conservation of resources. *Environmental Technology and Innovation*, 21, 101267. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101267>
- Aquino, S. F., Chernicharo, C. A. L., Foresti, E., Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, & Luiz O. Monteggia. (2007). Methodologies for Determining the Especific Methanogenic Activity (SMA) in Anaerobic Sludges. In *Engenharia Sanitária e Ambiental* (Vol. 12).
- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S. U., & Farooqi, I. H. (2019). Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the Total Environment*, 686, 681–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>
- Brooms, T., Apollo, S., Otieno, B., Onyango, M. S., Kabuba, J., & Ochieng, A. (2020). Integrated anaerobic digestion and photodegradation of slaughterhouse wastewater: Energy analysis and degradation of aromatic compounds. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22(4), 1227–1236. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01019-0>
- Budzianowski, W. M. (2016). A review of potential innovations for production, conditioning and utilization of biogas with multiple-criteria assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 54, 1148–1171. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.054>

- Buratti, C., Fantozzi, F., Barbanera, M., Lascaro, E., Chiorri, M., & Cecchini, L. (2017). Carbon footprint of conventional and organic beef production systems: An Italian case study. *Science of the Total Environment*, 576, 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.075>
- Bustillo-lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics , treatment , and management in the meat processing industry : A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2016). Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 182, 651–666. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.044>
- Bustillo-Lecompte, C. F., Mehrvar, M., & Quinones-Bolanos, E. (2014). Cost-effectiveness analysis of TOC removal from slaughterhouse wastewater using combined anaerobic-aerobic and UV/H₂O₂ processes. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, 134, 145–152. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.035>
- Cagno, E., Garrone, P., Negri, M., & Rizzuni, A. (2022). Adoption of water reuse technologies: An assessment under different regulatory and operational scenarios. *Journal of Environmental Management*, 317(May), 115389. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115389>
- CETESB. (2006). *Frigoríficos da Carne Industrialização Bovina e Suína*. Federação da indústria do Estado de São Paulo.
- Chernicharo, C. A. L. (2007). *Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* (Departamento de Engenharia Sanitária-UFMG (ed.); 2nd ed., p. 380).
- CNA. (2020). *Pib do agronegócio 2019*. 2–13.
- CONAB. (2020). *Indicadores da Agropecuária* (p. 88). Janeiro 2020.
- da Silva, J. L. A. (2007). Avaliação da gestão do uso e reúso de água em abatedouro de

- aves. In *Dissertação de mestrado: Universidade Federal de Pernambuco* (Vol. 6, Issue 3, p. 117). UFPE.
- Correia, R.; Duarte, L.; Teodoro, A. C.; Monteiro, A. Processing image to geographical information systems (PI2GIS)—A learning tool for QGIS. *Education Sciences*, v. 8, n. 2, 1 jun. 2018.
- Deublein, D.;Steinhauser, A. (2008). *Biogas from waste and renewable sources*.
- Diaz, A., Reyes, T., & Baumgartner, R. J. (2022). Resources , Conservation & Recycling Implementing circular economy strategies during product development. *Resources, Conservation & Recycling*, 184(November 2022), 106344. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106344>
- Donoso-Bravo, A., Mailier, J., Martin, C., Rodríguez, J., Aceves-Lara, C. A., & Wouwer, A. Vande. (2011). Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: A review. *Water Research*, 45(17), 5347–5364. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.059>
- Dziedzic, M., Gomes, P. R., Angilella, M., Asli, A. El, Berger, P., Charmier, A. J., Chen, Y. C., Dasanayake, R., Dziedzic, R., Ferro, F., Huising, D., Knaus, M., Mahichi, F., Rachidi, F., Rocha, C., Smith, K., & Tsukada, S. (2022). International circular economy strategies and their impacts on agricultural water use. *Cleaner Engineering and Technology*, 8(April). <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100504>
- Endo, A., Tsurita, I., Burnett, K., & Orencio, P. M. (2017). A review of the current state of research on the water, energy, and food *nexus*. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 11, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.11.010>
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., & Lu, X. (2017). Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76(March 2016), 1485–1496. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>
- Hamawand, I. (2015). Anaerobic digestion process and bio-energy in meat industry: A review and a potential. *RENEWABLE & SUSTAINABLE ENERGY REVIEWS*, 44, 37–51. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.12.009>
- Hamidov, A., & Helming, K. (2020). Sustainability considerations in water-energy-food *nexus* research in irrigated agriculture. *Sustainability (Switzerland)*, 12(15). <https://doi.org/10.3390/SU12156274>
- IBGE. (2009). *Pesquisa industrial* (Vol. 28, p. 208).
- Jensen, P. D., Mehta, C. M., Carney, C., & Batstone, D. J. (2016). Recovery of energy

- and nutrient resources from cattle paunch waste using temperature phased anaerobic digestion. *WASTE MANAGEMENT*, 51, 72–80.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.039>
- Jesús, E., Oscar, C., & Orlando, P. (2020). Design and simulation of anaerobic bioreactor, for the energetic use of the residual mud of the Wastewater treatment plant of a chicken slaughterhouse. *Chemical Engineering Transactions*, 79, 481–486.
<https://doi.org/10.3303/CET2079081>
- Kibler, K. M., Reinhart, D., Hawkins, C., Motlagh, A. M., & Wright, J. (2018). Food waste and the food-energy-water nexus: A review of food waste management alternatives. *Waste Management*, 74, 52–62.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.014>
- Kythreotou, N., Florides, G., & Tassou, S. A. (2014). A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 71, 701–714.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.055>
- Leitão, R. C., Santaella, S. T., van Haandel, A. C., Zeeman, G., & Lettinga, G. (2011). The effect of operational conditions on the hydrodynamic characteristics of the sludge bed in UASB reactors. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 64(9), 1935–1941.
<https://doi.org/10.2166/wst.2011.628>
- Lettinga, G., Pol, L. W. H., Koster, I. W., Wiegant, W. M., De Zeeuw, W. J., Rinzema, A., Grin, P. C., Roersma, R. E., & Hobma, S. W. (1984). High-Rate Anaerobic Waste-Water Treatment Using the UASB Reactor under a Wide Range of Temperature Conditions. *Biotechnology and Genetic Engineering Reviews*, 2(1), 253–284. <https://doi.org/10.1080/02648725.1984.10647801>
- Lima, P. A. D. ., & Sávia, G. d. S. P. (2010). *Avaliação da biodegradação anaeróbia de efluente de abatedouro de aves* [UFPE].
<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5253>
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540–555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- MAPA. (2006). *Plano Nacional de Agroenergia 2006-2001*. 110.
- MAPA - Ministério da Agricultura. 2018. S.I.F. - Federal Inspection Service. Departamento de Inspeção de Produtos de Origem Animal .
- Meneses-jácome, A., Diaz-chavez, R., Velásquez-arredondo, H. I., Cárdenas-chávez, D.

- L., Parra, R., & Ruiz-colorado, A. A. (2016). Sustainable Energy from agro-industrial wastewaters in Latin-America. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 56, 1249–1262. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.036>
- Menezes Lima, J. A., Correa Magalhães Filho, F. J., Constantino, M., & Formagini, E. L. (2020). Techno-economic and performance evaluation of energy production by anaerobic digestion in Brazil: bovine, swine and poultry slaughterhouse effluents. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123332. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123332>
- Metcalf & Eddy Inc. (2003). Wastewater Engineering: Treatment and reuse. *Transportation Research Part B*, 25(6), 453–478. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Musa, M. A., & Idrus, S. (2021). Physical and biological treatment technologies of slaughterhouse wastewater: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 13(9), 1–20. <https://doi.org/10.3390/su13094656>
- Ozturk, I. (2015). Sustainability in the food-energy-water *nexus*: Evidence from BRICS (Brazil, the Russian Federation, India, China, and South Africa) countries. *Energy*, 93, 999–1010. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.09.104>
- Pieroni, M. P. P., Mcaloone, T. C., & Pigosso, D. C. A. (2019). *Business model innovation for circular economy and sustainability : A review of approaches*. 215, 198–216. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.036>
- Prakash Maurya, S.; OHRI, A.; Mishra, S.; Prakash Maurya, S. Open Source GIS: A Review Thermal monitoring of Ganga river View project Waste to Energy View project Open Source GIS: A Review. [s.l: s.n.].
- Puglia, D., Pezzolla, D., Gigliotti, G., Torre, L., Bartucca, M. L., & Del Buono, D. (2021). The opportunity of valorizing agricultural waste, through its conversion into biostimulants, biofertilizers, and biopolymers. *Sustainability (Switzerland)*, 13(5), 1–26. <https://doi.org/10.3390/su13052710>
- Rickles, P.; Ellul, C.; Haklay, M. A suggested framework and guidelines for learning GIS in interdisciplinary research. *Geo: Geography and Environment*, v. 4, n. 2, 1 jul. 2017.
- Rico, C., Montes, J. A., & Rico, J. L. (2017). Evaluation of different types of anaerobic seed sludge for the high rate anaerobic digestion of pig slurry in UASB reactors. *Bioresource Technology*, 238, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.014>

- Rosemarin, A., Macura, B., Carolus, J., Barquet, K., Ek, F., Järnberg, L., Lorick, D., Johannesdottir, S., Pedersen, S. M., Koskiaho, J., Haddaway, N. R., & Okruszko, T. (2020). Circular nutrient solutions for agriculture and wastewater – a review of technologies and practices. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 45, 78–91. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.09.007>
- Russo, V., & von Blottnitz, H. (2017). Potentialities of biogas installation in South African meat value chain for environmental impacts reduction. *Journal of Cleaner Production*, 153, 465–473. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.133>
- Saghir, A., & Hajjar, S. (2022). Biological treatment of slaughterhouse wastewater using Up Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) - anoxic-aerobic system. *Scientific African*, 16, e01236. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01236>
- Salmoral, G., Zegarra, E., Vázquez-Rowe, I., González, F., del Castillo, L., Saravia, G. R., Graves, A., Rey, D., & Knox, J. W. (2020). Water-related challenges in *nexus* governance for sustainable development: Insights from the city of Arequipa, Peru. *Science of the Total Environment*, 747, 141114. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141114>
- Shende, A. D., & Pophali, G. R. (2021). Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(1), 35–55. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10921-x>
- Sherwood, J. (2020). The significance of biomass in a circular economy. *Bioresource Technology*, 300, 122755. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122755>
- Silvia, C., & Truzzi, S. (2020). Sustainable Business Models: Literature Review of Main Contributions and Themes. *International Journal of Business and Management*, 15(5), 11. <https://doi.org/10.5539/ijbm.v15n5p11>
- Toop, T. A., Ward, S., Oldfield, T., Hull, M., Kirby, M. E., & Theodorou, M. K. (2017). AgroCycle - Developing a circular economy in agriculture. *Energy Procedia*, 123, 76–80. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.269>
- Unay-Gailhard, Í., & Bojnec, Š. (2019). The impact of green economy measures on rural employment: Green jobs in farms. *Journal of Cleaner Production*, 208, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.160>
- US EPA. (2008). *Technical development document for the final effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products point source category (40 CFR 432)*. January, 61.
- Van Haandel, A. C., & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment: A practical*

- guide for regions with a hot climate*. John Wiley & Sons.
- VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO, C., & A. L. (1998). *Performance evaluation of a UASB – activated sludge system treating municipal wastewater*. 323–328.
- Von Sperling, M., & Chernicharo, C. A. D. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions* (UFMG (ed.); Vol. 1).
- Wang, Z., & Banks, C. J. (2003). Evaluation of a two stage anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes. *Process Biochemistry*, 38(9), 1267–1273. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00324-2](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00324-2)
- Ware, A., & Power, N. (2016a). Biogas from cattle slaughterhouse waste: Energy recovery towards an energy self-sufficient industry in Ireland. *Renewable Energy*, 97, 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.05.068>
- Ware, A., & Power, N. (2016b). Biogas from cattle slaughterhouse waste: Energy recovery towards an energy self-sufficient industry in Ireland. *Renewable Energy*, 97, 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.05.068>
- Winans, K., Kendall, A., & Deng, H. (2017). The history and current applications of the circular economy concept. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68(September 2016), 825–833. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.123>
- Winter, J. M., Lopez, J. R., Ruane, A. C., Young, C. A., Scanlon, B. R., & Rosenzweig, C. (2017). Representing water scarcity in future agricultural assessments. *Anthropocene*, 18, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2017.05.002>
- World Bioenergy Association. (2019). *GLOBAL BIOENERGY STATISTICS 2019*.
- Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 48(5–6), 901–911. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>
- Yong, Z. J., Bashir, M. J. K., & Hassan, M. S. (2021). Biogas and biofertilizer production from organic fraction municipal solid waste for sustainable circular economy and environmental protection in Malaysia. *Science of The Total Environment*, 776, 145961. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145961>
- Yrjälä, K., Ramakrishnan, M., & Salo, E. (2022). Agricultural waste streams as resource in circular economy for biochar production towards carbon neutrality. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 26, 100339. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100339>
- Zarei, M. (2020). The water-energy-food *nexus*: A holistic approach for resource security

- in Iran, Iraq, and Turkey. *Water-Energy Nexus*, 3, 81–94.
<https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.05.004>
- Ziara, R. M. M., Li, S., Subbiah, J., & Dvorak, B. I. (2018). Characterization of wastewater in two U.S. cattle slaughterhouses. *Water Environment Research*, 90(9), 851–863. <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012187971>
- Zonderland-Thomassen, M. A., Lieffering, M., & Ledgard, S. F. (2014). Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: water scarcity and eutrophication impacts. *Journal of Cleaner Production*, 73, 253–262.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.025>

2. POTENCIAL BIOENERGÉTICO DA CADEIA DE EXPORTAÇÃO DA CARNE BRASILEIRA

Resumo: A espacialização das unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal brasileiro e o potencial bioenergético foi realizada em Sistema de Informações Geográficas (SIG), apontando adensamento das unidades de abate, caracterizando-se como fator positivo para possível adoção da proposta de tratamento do efluente, uma vez que contrapõe o gargalo do aproveitamento energético do biogás, considerada até então como uma fonte descentralizada e de difícil inserção na rede de distribuição de energia. Os resultados apontaram ainda formação de um corredor de alto potencial de geração elétrica, que coincidem com regiões que sofrem com estresse elétrico, podendo suprir a demanda de uma população de até 900000 habitantes, mostrando que a utilização das UEA (unidades elétricas de abatedouro) é uma alternativa significativa para a distribuição de energia elétrica por meio da utilização do biogás no Brasil, uma vez que a produção de carne brasileira é algo consolidado, de grande importância mundial e a produção de efluente é contínua, podendo acrescentar 28% de eletricidade oriundo de biomassa. O maior potencial bioenergético diário obtido foi na região centro-oeste (1792 MW), seguido pelas regiões sul (1486 MW), sudeste (1278 MW), norte (923 MW) e nordeste (236 MW) do país. Sendo o potencial bioenergético da região Norte do país correspondente a 19% do potencial médio de operação da usina de Belo Monte, considerada a quarta maior usina do mundo.

Palavras-chave: biogás. agricultura. água-energia-alimento. estresse hídrico.

Abstract: The spatialization of the slaughtering units of the Brazilian Federal Inspection System and the bioenergetic potential was carried out in the Geographic Information System (GIS), pointing to the densification of the slaughtering units, characterizing itself as a positive factor for the possible adoption of the effluent treatment proposed, since it opposes the bottleneck of the energy use of biogas, considered until then as a decentralized source and difficult to insert in the energy distribution network. The results also pointed to the formation of a high potential electricity generation corridor, which coincide with regions that suffer from electrical stress, being able to supply the demand of a population of up to 900,000 inhabitants, showing that the use of ESU (electrical slaughterhouse units) is a significant alternative for the distribution of electric energy through the use of biogas in Brazil, since the production of Brazilian meat is something consolidated, of great worldwide importance and the production of effluent is continuous, and may add 28% of electricity from biomass. The highest daily bioenergy potential obtained was in the central-west region (1792 MW), followed by the south (1486 MW), southeast (1278 MW), north (923 MW) and northeast (236 MW) regions of the country. The bioenergetic potential of the northern region of the country corresponds to 19% of the average operating potential of the Belo Monte plant, considered the fourth largest plant in the world.

Keywords: biogas. agriculture. water-energy-food. water stress.

2.1. INTRODUÇÃO

O consumo energético mundial e sua demanda são considerados atualmente um problema. As preocupações são em torno do esgotamento dos recursos energéticos e a dificuldade de abastecimento (PÉREZ-LOMBARD; ORTIZ; POUT, 2008). Desta forma, o atendimento da demanda energética a custo sócio, ambiental e economicamente viável

é o problema núcleo do planejamento energético e esse gargalo vem sendo resolvido por meio da expansão da oferta centralizada de energia. Ao passo que as legislações ambientais estão tornando-se mais exigentes para mitigar impactos locais e globais, estruturando um cenário de aproveitamento energético de resíduos orgânicos (KYTHREOTOU; FLORIDES; TASSOU, 2014; VILVERT *et al.*, 2020; SHERWOOD, 2020).

O Brasil é um país de expressiva posição em âmbito mundial com relação a produção e exportação de carne de bovinos, suínos e de aves. Sendo: o segundo maior produtor mundial e o maior exportador de carne bovina, detendo 16% da produção e 20% da exportação mundial para bovinos; o terceiro maior produtor e o maior exportador de carne de aves, detendo 15% da produção e 32% da exportação mundial para aves; e, o quarto maior produtor e quarto maior exportador de carne suína, detendo 4% da produção e 11% da exportação mundial para suínos (EMBRAPA 2021).

O Produto Interno Bruto- PIB do agronegócio brasileiro em 2019 fechou em uma crescente de 3,81%, se contrastando com os demais setores da economia que fechou em queda. O ramo destaque do agronegócio foi a pecuária que cresceu 23,71% com relação ao ano de 2018 (CNA, 2020). Esse bom desempenho foi obtido principalmente pelo alto desenvolvimento da pecuária, uma vez que acontecimentos tais como a Peste Suína Africana no continente asiático proporcionou uma alta demanda por proteína animal, fator que potencializou ainda mais o mercado exportador brasileiro, com índices de exportação de carne bovina em 16%, de carne suína em 15% e de aves em 4% (CNA, 2020a).

O Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2014), descreve que a expansão da agroindústria é impulsionada pela pecuária de aves e suínos em determinadas regiões do país, onde a oferta e localização dos rebanhos resultam em demanda industrial. Quando relacionado ao mercado de carne bovina, este se apresenta com uma dinâmica

própria mais relacionada com os padrões produção, com o custo e disponibilidade de recursos naturais (IPEA, 2014).

Santos *et al.*, (2018a) em 2015 obtiveram um potencial de geração de energia por meio da recuperação energética do biogás em torno de 4,5 e 6,9 GW em estudo realizados com seis efluentes diferentes: lixiviados, esgoto doméstico, dejetos de bovinos, suíno e de aves e vinhaça. Nogueira; Capaz; Lora, (2021), apontam em seu estudo que o Brasil apresenta grande potencial bioenergético, relacionando com a diversidade produtiva e a cadeia do agronegócio do país. Sendo o biogás proveniente dos setores: sucroalcooleiro, de abatedouros e agroindústrias diversas, da pecuária, suinocultura e avicultura, e de resíduos orgânicos. Em suas estimativas essas fontes poderiam suprir até um terço da demanda elétrica nacional.

O biogás é um produto que apresenta uma série de vantagens, pois é um energético de uso e produção flexível, sendo apto para a eletricidade, injetado na rede de gás após tratamento ou usado como combustível, podendo ser gerado a partir de resíduos rurais, urbanos e industriais. Essa característica sinaliza um potencial de descentralização na produção e no uso de combustíveis, introduzindo um fator de inovação no setor energético, que associado a matrizes de grandes geradores de efluentes podem proporcionar ao mercado da carne custo de oportunidade por meio da recuperação de recursos naturais, sociais e econômicos, alicerçados pelo novo conceito de estruturação econômica: a economia circular (KYTHREOTOU; FLORIDES; TASSOU, 2014; VILVERT *et al.*, 2020b; SHERWOOD, 2020; ABBAS; ISSA; ILINCA, 2020).

Neste contexto, a pesquisa visa quantificar e espacializar o potencial bioenergético proveniente da digestão anaeróbia dos efluentes de abatedouros do Sistema de Inspeção Federais- SIF, avaliando o acréscimo proporcionado com relação a outras fontes alternativas de energia no Brasil.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia utilizada para obtenção potencial bioenergético dos abatedouros do SIF é pautada na coleta de dados, simulação da produção de biogás em planilha eletrônica e espacialização em SIG, resultando em mapas por meio das ferramentas de graduação, categorização e densidade de Kernel do software, cuja definição dos raios foi determinada por análise matricial das distâncias entre as unidades de abate em escala nacional, conforme Rizzatti *et al.*, (2020).

2.2.1. Coleta de dados

A listagem das unidades de abate do sistema de inspeção federal- SIF foi obtido pela relação das unidades do Ministério da Agricultura e Pecuária- MAPA de 2019, constando a descrição das unidades, endereço, classes e origem. Por meio deste foi realizada a geocodificação dos endereços para a obtenção da espacialização das unidades, utilizando um código de programação, que inserido no google planilhas calculam as coordenadas geográfica dos endereços (WILL GERAY, 2016).

A coleta de dados secundários segue uma linha de “review” onde foram elencados dados de caracterização de efluentes de abatedouros compreendidos no período de 2000 a 2020 (primeiro trimestre), utilizando para a busca as palavras-chave “methane”, “slaughterhouse”, “energy” e “biogas”, sendo elencado os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO), cuja relação completada dos dados obtidos são apresentados nos Apêndices 1, 2 e 3 deste documento.

Deste modo, a síntese dos dados bases para a simulação se deu por meio da elaboração dos valores médios e do desvio padrão da concentração do parâmetro DQO e

pH para os efluentes de abatedouro de bovinos, de suínos e de aves, conforme apresentado na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Relação dos valores médios adotados na simulação para os efluentes de abatedouros de bovinos, suínos e de aves.

Parâmetros	EAB (média ± DP)	EAS (média ± DP)	EAA (média ± DP)
DQO (mg. L ⁻¹)	10430 ± 10076	2261 ± 1321	4488 ± 5281

Legenda: EAB: efluente de abatedouro bovino; EAS: efluente de abatedouro de suínos; EAA: efluente de abatedouro de aves.

A determinação dos volumes das vazões dos efluentes gerados nos abatedouros foi estimada de acordo com a metodologia de Menezes Lima *et al.*, (2020b), que relaciona a capacidade de abate dos abatedouros com a quantidade de água utilizada no processo de abate dos animais, destacando os valores adotados para a simulação, conforme a Tabela 2.2.

Tabela 2.2. Geração de efluente dos abatedouros conforme suas classes e origens.

Abatedouro bovino					
Classes	Capacidade de abate	Consumo de água	Geração de efluente (m³. h ⁻¹)		
	(Cab. h ⁻¹)	(L. cab ⁻¹)	mín	méd	Máx
AB1/AB2	> 80	2159	139,90		
AB3	41 - 80		70,82	103,63	138,18
AB4	21 – 40		34,54	51,82	69,09
AB5	< 20				34,54
Abatedouro suíno					
Classes	Capacidade de abate	Consumo de água	Geração de efluente (m³. h ⁻¹)		
	(Cab. d ⁻¹)	(L. cab ⁻¹)	mín	méd	Máx
AS1	> 800	519	41,57		
AS2	401- 800		20,81	31,14	41,52
AS3	201 - 400		10,43	15,57	20,76
AS4	80 - 200		2,10	7,27	10,38
AS5	< 80				4,15

Abatedouro de aves					
Classes	Capacidade de abate (Cab. h ⁻¹)	Consumo de água (L. cab ⁻¹)	Geração de efluente (m ³ . h ⁻¹)		
			mín	méd	Máx
AA1	> 3000	30	72,02		
AA2	1501 - 3000		36,02	54,00	72,00
AA3	601 - 1500		14,42	25,20	36,00
AA4	< 600				14,40

Fonte: (MENEZES LIMA *et al.*, 2020).

2.2.2. Simulação da produção de biogás e energia

A modelagem para a obtenção do biogás foi estabelecida por meio do equacionamento de Von Sperling and Chernicharo (2005), conforme as equações 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7.

Para o TDH será utilizado o tempo de detenção de 12 horas, devido a relação custo-benefício obtida na simulação que avaliava as condições técnicas e econômicas do sistema de tratamento proposto por MENEZES LIMA *et al.*, (2020).

2.2.2.1. Eficiência do tratamento e conversão em metano

A eficiência do tratamento é estimada pela equação 1.

$$E_{DQO} = 100 \cdot (1 - 0,68 \cdot TDH^{-0,35}) \quad (1)$$

Em que: E_{DQO} = eficiência de remoção (%); TDH= tempo de retenção hidráulica (h); 0,68 e 0,35: constante empírica.

A estimativa da concentração do efluente final é dada pela equação 2.

$$S = S_0 - \frac{E_{DQO} \cdot S_0}{100} \quad (2)$$

Em que: S= Concentração efluente de DQO (mg. L⁻¹), S_0 = Concentração afluente de DQO (mg. L⁻¹) e E_{DQO} = Eficiência de remoção (%).

A equação 3 apresenta o potencial de conversão de DQO aplicada em metano.

$$DQO_{CH_4} = Q \cdot (S - S_0) - Y_{obs} \cdot Q \cdot S_0 \quad (3)$$

Em que: DQO_{CH_4} = carga de DQO convertida em metano ($Kg \ DQO_{CH_4} \cdot d^{-1}$), S = concentração de DQO efluente ($mg \cdot L^{-1}$), S_0 = concentração de DQO afluente ($mg \cdot L^{-1}$) e Y_{obs} = coeficiente de produção de lodo no sistema ($0,20 \ Kg \ DQO_{lodo} / Kg \ DQO_{aplicada}$) e Q = vazão afluente ($m^3 \cdot d^{-1}$).

A conversão da massa de metano gerada em produção volumétrica é obtida por meio da equação 4.

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{f(T)} \quad (4)$$

Em que: Q_{CH_4} = vazão de metano ($m^3 \cdot d^{-1}$), DQO_{CH_4} = carga de DQO convertida em metano ($Kg \ COD_{CH_4} \cdot d^{-1}$), $f(T)$ = fator de correção de operação do reator de acordo com a temperatura ($Kg_{DQO} \cdot m^{-3}$).

O fator de correção é obtido por meio da equação 5.

$$f_T = \frac{P \cdot K_{DQO}}{R \cdot (273 + T)} \quad (5)$$

Em que: P = pressão atmosférica (1atm), K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH_4 (64g/mol), R = constante dos gases ($0,08206 \ atm \cdot L / mol \cdot K$) e T = Temperatura de operação dos reatores ($35^\circ C$).

A equação 6 demonstra a produção de biogás.

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}} \quad (6)$$

Em que: $Q_{biogás}$ = vazão do biogás ($m^3 \cdot d^{-1}$), Q_{CH_4} = vazão de metano ($m^3 \cdot d^{-1}$) e C_{CH_4} = concentração de metano no biogás (70%).

Udaeta *et al.*, (2019) determinam a geração de energia elétrica por meio da equação 7.

$$E \cdot E = Q_{biogás} \times PCI_{biogás} \times n_{generator} \times 0,000278 \quad (7)$$

Em que: $E \cdot E$ = geração de eletricidade ($KWh \cdot d^{-1}$), $Q_{biogás}$ = vazão de biogás ($m^3 \cdot d^{-1}$), PCI = poder calorífico do biogás, o PCI do biogás varia entre 22500 - $25000 \ KJ \cdot m^{-3}$, sendo adotado $23000 \ KJ \cdot m^{-3}$ (OLIVEIRA *et*

al., 2018), η = eficiência de cogeração elétrica 48% (General Electric Power) e 0,000278 fator de conversão de KJ para KWh.

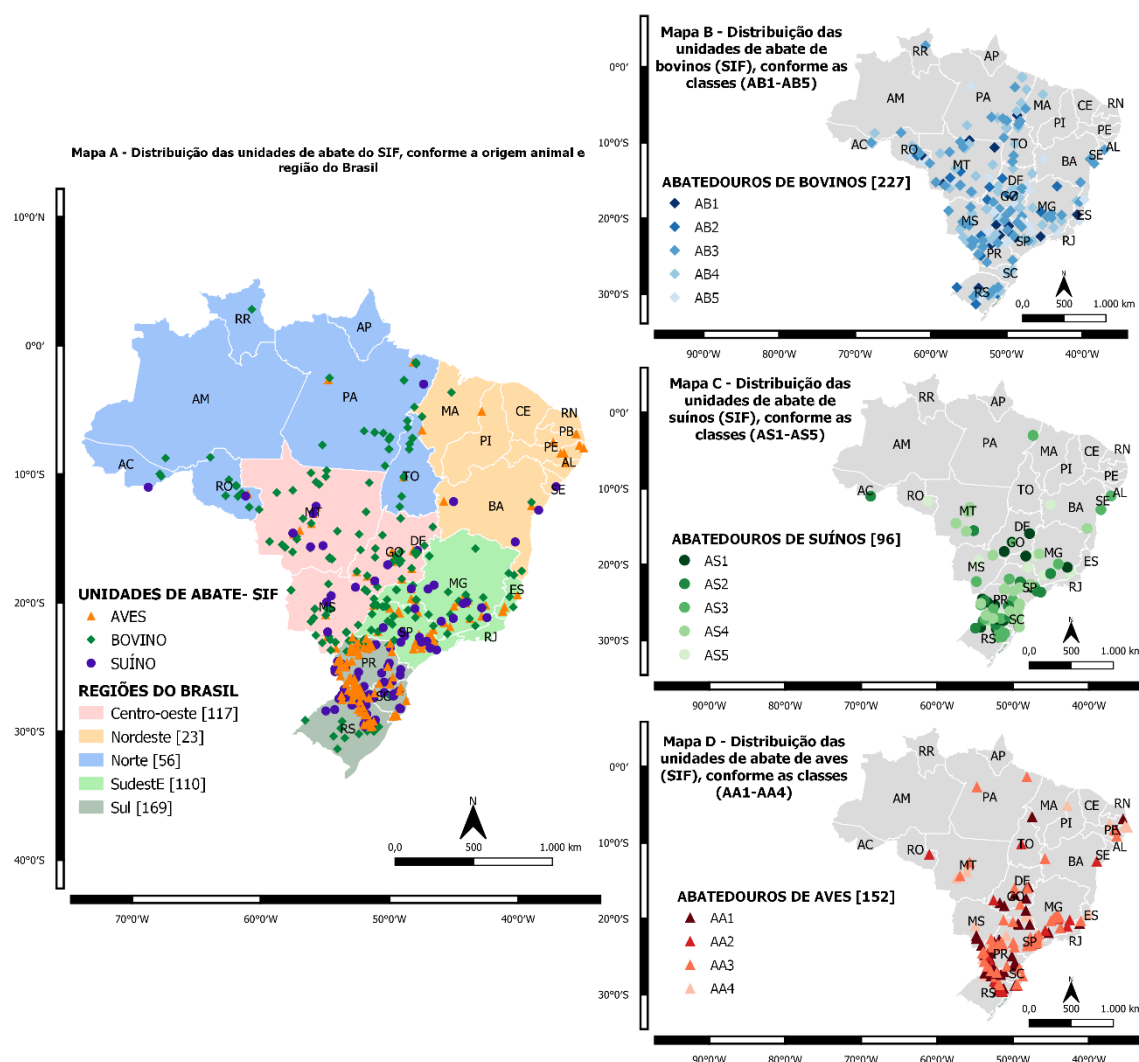
Os dados foram aplicados no software QGIS 3.16 para espacialização das unidades e dos produtos da simulação (Etapa I), resultando em mapas por meio das ferramentas de graduação, categorização e densidade de Kernel do software, cuja definição dos raios foi determinada por análise matricial das distâncias entre as unidades de abate em escala nacional, conforme RIZZATTI et al., (2020).

2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1. Distribuição nacional dos abatedouros do SIF

A distribuição das unidades de abate do SIF nos mapas A, B, C e D corresponde, respectivamente, a distribuição nacional das unidades SIF, conforme a origem animal e as regiões do Brasil, as classes dos abatedouros de bovinos (AB1-AB5), as classes dos abatedouros de suínos (AS1-AS5), as classes dos abatedouros de aves (AA1-AA4) (Figura 2.1).

Figura 2.1. Distribuição das unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal-SIF.



A distribuição dos abatedouros do SIF no Brasil é de 227 unidades de origem bovina, de 96 unidade de origem suína e de 152 unidade de aves, subdivididas em 14 classes. Sendo observado maior densidade nas regiões sul com 169 unidades, seguido das regiões centro-oeste com 117 unidades, sudeste com 110 unidades, norte com 56 unidades e nordeste com 23 unidades (Figura 2.1- Mapa A).

A Figura 2.1 (Mapa A) aponta uma concentração das unidades de abate conforme a origem animal, tendencialmente esse adensamento segue o agrupamento produtivo e demográfico brasileiro, tangendo as questões logísticas de produção, de

escoamento, de beneficiamento e de consumo que são de mais fácil acesso se comparado (BERNARDINO DE CARVALHO; DE ZEN, 2017), que está sobretudo alinhado com fatores de influência direta como as questões climáticas, geográficas, hidrológicas e pedológicas, alicerces para a disponibilidade de recursos naturais e o desenvolvimento das atividades produtivas, dos quais demandam massivamente (YAO *et al.*, 2020; AHMED *et al.*, 2020).

Os mapas B, C e D (Figura 2.1) mostram a distribuição dos abatedouros conforme suas origens e classes, que demandam de recursos e matérias prima, gerando produtos e efluentes em diferentes quantidades e qualidades. De modo quantitativo e espacial em território brasileiro as classes dos abatedouros reforçam a retórica da relação oferta produtiva e demanda, sob influência das questões ambientais (disponibilidade de recursos naturais e área) e econômica (poder aquisitivo de compra e venda nos mercados internos e externos, e questões logísticas de distribuição e exportação) (SOUZA *et al.*, 2017).

De forma indireta a distribuição das unidades de abate por origem animal apresenta as culturas regionais brasileiras, bem com, as políticas de crédito e os modelos de produção (extensiva e/ou intensiva) como fatores que ditam as variações de mercado pela relação de oferta e demanda (SOUZA *et al.*, 2021) e influenciam no perfil de consumo e venda das carnes no mercado interno e externo, favorecendo o desenvolvimento da pecuária de diferentes formas no Brasil (BERNARDINO DE CARVALHO; DE ZEN, 2017) (Figura 2.1).

Quando analisado sob o viés da regionalização do país é obtido novas perspectivas de distribuição, tornando mais próxima a correlação com a cultura e o perfil de consumo de carne dos estados e consequentemente das regiões (FONT-I-FURNOLS; GUERRERO, 2014). A região sul concentra o maior número de unidades de abate (Figura 2.1-Mapa A), representadas principalmente pelas unidades de abate de suínos e aves

(Figura 2.1- Mapas C e D), enquanto as unidades de bovinos concentram-se nas regiões centro-oeste e sudeste do Brasil (Figura 2.1- Mapa B). As classes de maior porte acompanham a densidade de unidades de abate tendo sua distribuição delimitadas por “polos agroindustriais”, que por vezes compreendem eixos e/ou zonas de classificação e planejamento territorial (FAVRO; CAMPOS; MARCONATO, 2020).

Os a abatedouros de bovinos mostram-se amplamente distribuídas em todo país (Figura 2.1- Mapa B), com exceções às classes AB1 e AB2 (maior porte dentre as UAB). As unidades de aves AA1 (maior porte dentre as UAA) apresentam distribuição uniforme com presença em todas as regiões do país (Figura 2.1- Mapa D), enquanto os abatedouros de suínos AS1(maior porte das UAA) apresenta distribuição centralizada nas regiões sul, centro-oeste e sudeste mostrando que ao invés do adensamento de UAS tem-se ponto de abate de grande porte, principalmente nas regiões centro-oeste e sudeste (Figura 2.1- Mapa C).

Conforme os estudos das distribuições de linhas de créditos rurais realizados por SOUSA *et al.*, (2021) é possível observar que os abatedouros bovinos de maior porte (AB1 e AB2) surgem em resposta a alta disponibilidade dos recursos econômicos em regiões concentradas, coincidindo com a distribuição dessas unidades de abate em âmbito nacional. Sendo compreensível a sobreposição desses dados, uma vez que a produção dos animais se dá de formas diferentes, onde a produção bovina é construída em linha gerais sob grandes áreas em sistemas extensivos. Em contrapartida a produção de suínos e aves é comumente desenvolvida em sistemas intensivos de produção, demandando de áreas menores, gerando faixas de influência bem definidas de no país (Figura 2.1- Mapas B, C e D).

A distribuição das unidades de abate conforme suas origens e classes (Figura 2.1- Mapas B, C e D) também evidencia as características produtivas das regiões do país,

apontando a preponderância sulista para a produção de aves, suínos, potencializados por uma relação integrada entre produtores e frigoríficos, cooperativas e associações (JUNG; ZANELATTO, 2020), quanto a bovinos de corte uma menor representatividade, uma vez que o setor da bovinocultura de leite é algo mais comum à essa região do país, impulsionado pela adaptabilidade de raças europeias leiteiras e o aproveitamento das áreas (MATTE JÚNIOR; JUNG, 2017).

A maior presença das unidades de abate de bovinos na região sul é observada no norte do estado do Paraná-PR e centro-sul do Rio Grande do Sul-RS (Figura 2.1- Mapa A). Enquanto na região centro-oeste a distribuição dos abatedouros de bovinos é padrão para todos os estados (Figura 2.1- Mapa A), porém a distribuição dos abatedouros de suínos e aves é totalmente diferente, sem adensamento nesses estados. Ainda assim, em Goiás são encontradas unidades AS1, AA1 e AA2 (Figura 2.1- Mapa B, C e D), abatedouros de grande porte de suínos e aves, respectivamente.

A região sudeste apresenta como destaque os estados de Minas Gerais- MG e São Paulo- SP que contam com todas as classes de abatedouro das 3 origens, detendo praticamente todas as unidades SIF da região, sendo os abatedouros de bovinos bem distribuído nos estados de SP e com uma concentração mais expressiva na região centro-sul de MG.

Norte e nordeste compreendem regiões de grande expansão territorial e menor número de unidades quando comparada com as demais regiões do país, deste modo apresenta pequenas concentrações de unidade de maneira isolada, atribuído a questões geográficas, distribuição de biomas com maiores restrições de uso e ocupação, unidades de conservação, bem como a baixa disponibilidade de recursos naturais e regime de chuvas (TEIXEIRA; GALVÍNCIO, 2010).

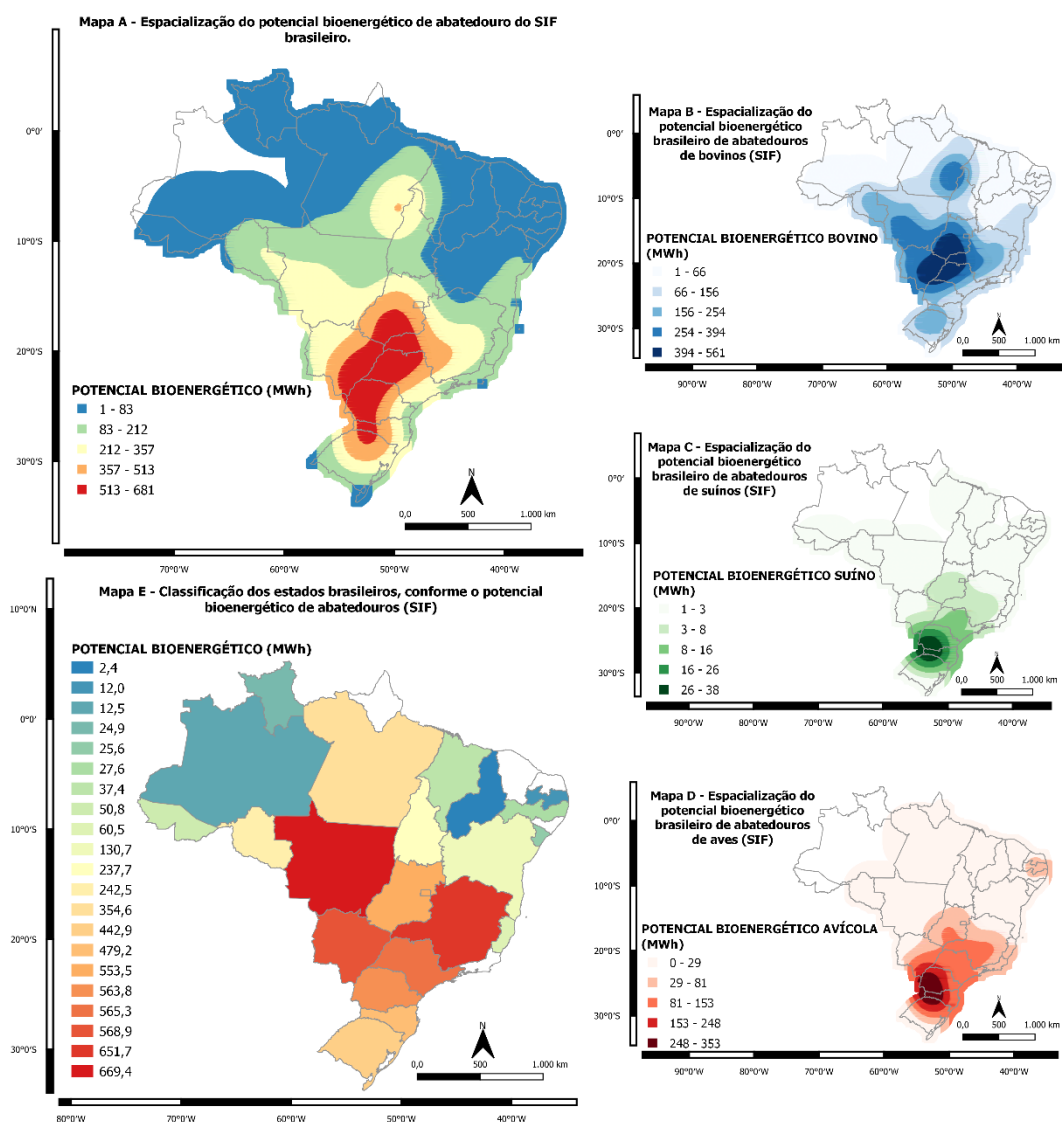
Entretanto nos estados do Norte do Brasil encontramos a predominância das unidades de abatedouro bovino com ao menos uma unidade em todos os estados da região, com exceção do estado do Amapá- AP. Diferentemente dos abatedouros bovinos, é apresentado apenas 1 abatedouro nos estados do Acre- AC, Rondônia-RO e Pará- PA para suínos e 2 unidades no PA e 1 em Rondônia para aves (Figura 2.1- Mapa C e D), tendendo ampliação visto o desenvolvimento da bovinocultura de corte na região, principalmente nos estado do Pará e Tocantins, que pode auxiliar no desenvolvimento (OAIGEN *et al.*, 2013; SANTIAGO *et al.*, 2019).

Por fim, no nordeste brasileiro somente os estados do Maranhão- MA, Paraíba- PB, Pernambuco-PE, Sergipe- SE e Bahia- BA apresentam abatedouro do SIF, sendo 10 de aves, 9 de bovinos e 4 de suínos (Figura 2.1- Mapa A).

2.3.2. Potencial bioenergético de efluente de abatedouros

A margem do potencial bioenergético proveniente da digestão anaeróbia de efluentes de abatedouros no Brasil mostra-se fiel a distribuição das unidades apresentada na Figura 2.1. A Figura 2.2 apresenta a espacialização do potencial bioenergético dos abatedouros SIF.

Figura 2.2. Espacialização do potencial bioenergético diário dos abatedouros SIF.



O potencial da geração de energia estabelece uma reclassificação para com relação as áreas potenciais, uma vez que a região sul do país embora apresente maior número de unidades de abate não é a com maior potencial bioenergético, atribuído principalmente a preponderância da origem animal (suínos e aves) (Figura 2.2 - Mapas C e D) de menor carga orgânica, resultando uma geração inferior quando comparadas ao potencial de origem bovina (Figura 2.2 - Mapa B), devido ao porte dos animais e elevados níveis de gorduras (óleos e graxas) presente no efluentes de abatedouros muito embora possam surgir como inibidor do processo de DA, também apresentam elevado potencial

teórico de geração de metano quando comparado aos carboidratos e proteínas, ficando em torno de 1014 LCH₄.KgSV⁻¹, 370 LCH₄.KgSV⁻¹ e 740 LCH₄.KgSV⁻¹, respectivamente (HARRIS; MCCABE, 2015).

A região Sul se sobressai as demais regiões do país com a geração por unidades de suínas e aves devido ao grande número de unidades de abate (Figura 2.1- Mapas C e D), o que faz com que o Paraná seja o quinto estado com maior potencial bioenergético, conforme a Figura 2.2 (Mapa E) com um potencial diário de 563 MW. Entretanto a maior distribuição de abatedouros de origem bovino (Figura 2.1- Mapa B) das regiões centro-oeste e sudeste fazem com que os estados de MT, MG, MS e SP se estabeleçam como os estados de maior potencial bioenergético com valores diários em torno de 669 MW, 651 MW, 568 MW e 565 MW, respectivamente (Figura 2.2 - Mapa B).

A distribuição das unidades e do potencial bioenergético aponta que a região sudeste se destaca com relação sul, por deter um potencial bioenergético muito próximo mesmo com menor número de unidades, sendo o potencial de 1486 MW para a região sul (169 unidades) e 1278 MW para a região sudeste (110 unidades) (Figura 2.1- Mapa A), impulsionado principalmente pelo número de unidades de origem bovina em MG (30 unidades, sendo 1 AB1, 3 AB2, 8 AB3, 10 AB4 e 8 AB5). O estado de São Paulo - SP também se destaca pelo número de unidades de grande porte 6 de bovinos (AB1 e AB2), 1 de suínos (AS1) e 6 de aves (AA1), que são as classes de maior potencial bioenergético.

Ainda com relação aos fatores da distribuição do potencial bioenergético é observado que o adensamento se dá sob regiões que muito tem sofrido com a estresse hídrico e desencadeado uma série de problemas, tais como a diminuição dos níveis dos reservatórios e barragens, impactando diretamente no abastecimento de água e do setor elétrico (HUNT.; STILPEN; DE FREITAS, 2018). Embora o Brasil se apresente como um grande portador de recursos hídricos estes dependem de fatores climáticos que tem se

tornado imprevisíveis com as inúmeras alterações impostas ao meio ambiente brasileiro e global (HUNT.; STILPEN; DE FREITAS, 2018; YAO *et al.*, 2020).

Ao olhar para a região norte do país é possível comparar o potencial bioenergético com a produção de algumas hidrelétricas, como a de usina de Belo Monte com capacidade instalada de 11233,1 MW, porém com média de produção em torno de 4571 MW (Figura 2.2 - Mapa E). Deste modo, o potencial bioenergético obtido das UEA na região norte (923 MW), seria equivalente a 19% da produção operacional média da usina. Lemos Da Costa *et al.*, (2019) ressaltam ainda que a Belo Monte apresenta uma baixa produção com relação a sua área alagada e outras usinas da região, mas ainda assim representa uma unidade de produção elétrica centralizada, argumento que juntamente com a premissa de fonte de energia limpa alicerçou a autorização e construção da unidade.

Ulucak; Danish; Ozcan, (2020) endossam a retórica em torno da dificuldade da introdução de energia descentralizada em rede nacional de distribuição elétrica, apontando como fator determinante a baixa produção de energia elétrica descentralizada. Desse modo, o uso interno da energia elétrica gerada representa uma alternativa interessante e de ganhos diretos aos investidores (abatedouros) e de forma indireta ao setor elétrico, que de forma geral promoveria o sobrecarregamento da matriz hidrelétrica, proporcionando alívio tarifário ao consumidor final.

É comum a atribuição da aplicação de conceito da geração descentralizado para a análise do potencial energético do aproveitamento do biogás, porém a geração distribuída se classifica por porte definido na faixa de potência instalado de 1 – 75 KW para a microgeração distribuída e $75 \leq 5$ MW para minigeração distribuída, estabelecido pelo sistema de compensação energética (ANEEL, 2016). Para Ferreira *et al.*, (2018) a produção distribuída a qual se caracteriza o aproveitamento do biogás apresenta alguns entraves a principal delas em torno da limitação de interligação das fontes

descentralizados ao sistema elétrico brasileiro. Liu *et al.*, (2017), estudaram a aplicação integrada da produção elétrica descentralizada à sistemas centralizados, com 5 diferentes sistemas e apontaram a distância entre os pontos de geração como aspecto determinante, pois a transmissão é o ponto principal do entrave da interligação dos sistemas elétricos, atrelado as questões de perdas e/ou dissipação de energia. Desse modo o adensamento formado conforme os raios de análise apresentados nos mapas de calor (Figura 2.2), tendem a fortalecer a perspectiva de aproveitamento do potencial bioenergético, visto que os raios de influência estabelecidos apontam uma relação mais fidelizada a matriz de distância dessas unidades, podendo consolidar pólos de geração centralizada.

Pereira Ribeiro *et al.*, (2020), obtiveram um potencial anual em torno de 659 GWh, de forma equivalente o estado de SP mostrou um potencial anual de 206 GWh do aproveitamento do biogás oriundo dos efluentes de abatedouro (Figura 2.2 - Mapa E). De Brito *et al.*, (2021) ao lidar com a DA de lixiviados de aterros sanitários de Minas Gerais obteve um potencial de 83053 MWh por ano, que corresponde a cerca de 35% do potencial obtido no mesmo estado brasileiro com os abatedouros do SIF (Figura 2.2 - Mapa E).

Paraná, o estado brasileiro com maior número de unidades de abate do SIF, apontou um potencial de 687,7 GWh por ano (Figura 2.2 - Mapa E), superior ao valor estimado por Ferreira *et al.*, (2018a) com um potencial de 205 GWh por ano superior, que avaliou diferentes fontes de resíduos.

Em análise da geração de biogás, seu aproveitamento energético e o mapeamento na África apontou um potencial de $52704 \cdot 10^6$ MJ por ano, que equivale anualmente à 14640 KW (ALI *et al.*, 2020). WANG; JENA; DAS, (2018) obtiveram valores mais expressivos ao estudar abatedouros nos Estados Unidos com valores diários de até 85278 KWh, bem inferior aos 5714 MW encontrados no Brasil (Figura 2.2). Entretanto no Irã

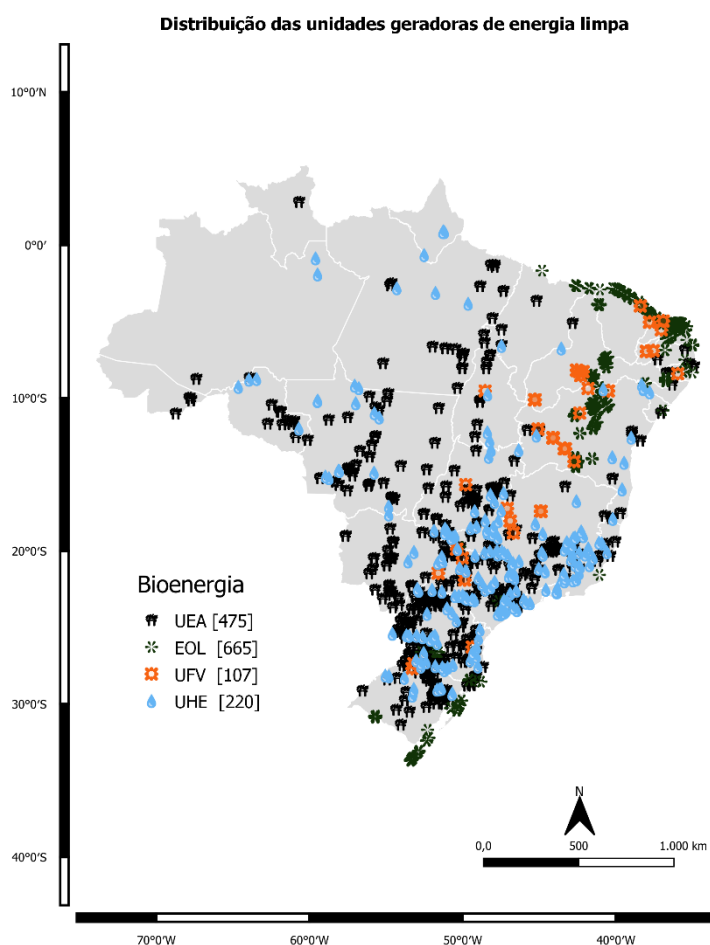
Shirzad *et al.*, (2019) apontaram um potencial de 2848,26 MW ao estudar resíduos agrícolas e efluentes de abatedouros.

Já na Austrália os dados obtidos por Jensen *et al.*, (2014) ao analisar 6 abatedouros alcançou 40MWh de potencial diário, superior ao encontrado na classe de maior porte e de origem bovina, que detém uma capacidade diária de 33 MW por unidade de abate, enquanto em Estremadura na Espanha, os valores ficaram em torno de 171KWe (CUADROS *et al.*, 2011).

Para Ferreira *et al.*, (2018a) o potencial de geração elétrica por biogás por digestão de efluentes e resíduos agroindustriais, pecuários e urbanos seria de 12.481,4GWh por ano, que atenderia uma população de 4.793.181 habitantes. O potencial anual obtido pela simulação realizada é de 2489,44 GWh para o Brasil, aproximadamente 20% do valor estimado, podendo atender mais de 900000 de pessoas, que corresponde a cerca de 0,042% da população brasileira atual, estimada em 211.755.692 habitantes (IBGE, 2020), o suficiente para o abastecimento elétrico de pelo menos uma capital brasileira, visto que 12 das 26 capitais brasileiras apresentam população inferior a 900.000 habitantes.

A Figura 2.3 apresenta a distribuição das unidades de geração elétrica de fonte limpa, das matrizes fotovoltaica, eólica e hidrelétrica juntamente com a distribuição das unidades de abatedouros, apelidada como unidade elétrica de abatedouro- UEA.

Figura 2.3. Distribuição das unidades de geradoras de energia de origem fotovoltaica, eólica e hidrelétrica de forma conjunta das unidades elétricas de abatedouro.



Legenda: UEA: unidade elétrica de abatedouro; EOL: unidade energia eólica; UFV: Usina fotovoltaica; UHE: Usina hidrelétrica.

A distribuição das unidades geradores de energia elétrica de fonte limpa (eólica, fotovoltaica e hidrelétrica) estão de acordo com as disponibilidades dos recursos aos quais tornam a geração de energia possível, como a alta incidência solar no nordeste brasileiro, bem como o potencial eólico dessa região. Em contrapartida é observada um grande vazio centro-oeste brasileiro da presença dessas fontes de energia (solar e eólica), ficando evidente a dependência brasileira sobre a matriz hidrelétrica. Ainda conforme os dados da Empresa de Pesquisa Energética (EPE) o Brasil apresenta um potencial elétrico de cerca de 625300MW, sendo 612606MW proveniente de usinas hidrelétricas, 3085MW proveniente de usinas fotovoltaicas e 4484MW oriundo de estações de energia eólica.

A Tabela 2.3 apresenta potencial das fontes hidrelétricas, fotovoltaicas, eólicas e do aproveitamento energético do biogás proveniente da DA dos efluentes dos abatedouros SIF, nomeados como (UEA).

Tabela 2.3. Potencial elétrico diário hidrelétrico, fotovoltaica, eólico e de abatedouros por região do país.

Região	Usina hidrelétrica (MW)	Usina Fotovoltaica (MW)	Usina Eólica (MW)	Unidade elétrica de abatedouro (MW)	Total (MW)	Índice de acrécimo elétrico (%)
Norte	47804	27	-	923	48754	1.93%
Nordeste	18900	2143	3890	236	25170	0.95%
Centro-Oeste	7351	9.13	-	1792	9152	24.35%
Sudeste	28650	904	28	1278	30860	4.32%
Sul	509901	1.85	566	1486	511955	0.29%
Total (MW)	612606	3085	4485	5715	625891	-

Fonte: EPE, 2021.

A espacialização das unidades de fontes limpas associadas a distribuição das unidades de abatedouro com o potencial aproveitamento energético do biogás apresentaria uma equidade espacial com relação as matrizes energéticas por região do país (Figura 2.3), tornando a região sul com maior potencial com um total de 511955 MW, seguida das regiões norte, sudeste, nordeste e centro oeste com 48754 MW, 30860MW, 25170MW e 9152MW, respectivamente (Tabela 2.3).

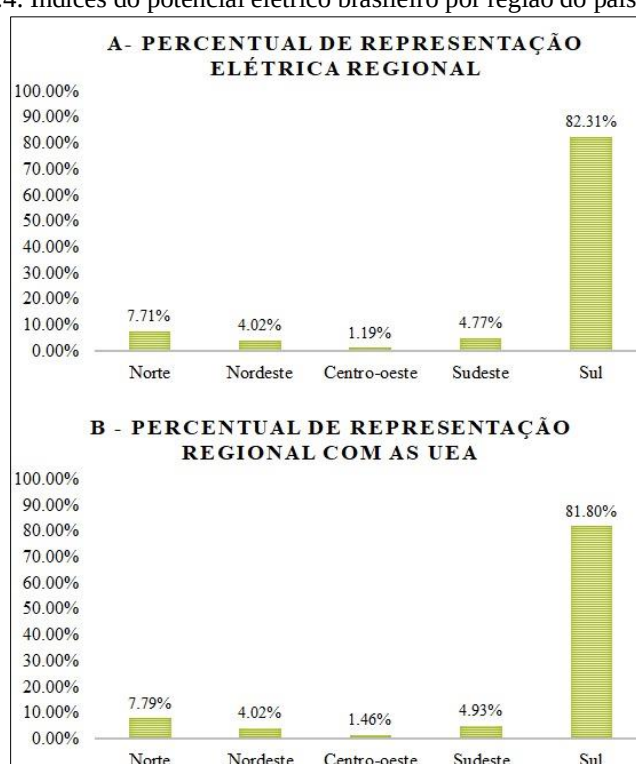
Com índices superiores a 80% da região sul se mostra a principal região produtora muito devido a usina de Itaipu. Entretanto ao analisar os gráficos A e B (Figura 2.4) é possível observar o baixo desenvolvimento das matrizes fotovoltaica e eólica nas regiões norte e centro-oeste.

A geração de eletricidade por usinas hidrelétrica é expressiva no Brasil, conforme a Tabela 2.3 é possível analisar e observar um percentual superior a 97% da produção nacional. De forma regional a distribuição do potencial elétrico em ordem

crescente é apresentada pelas regiões centro-oeste, nordeste, sudeste, norte e sul, seguindo a mesma classificação apresentada pelas respectivas produções hidrelétricas de cada uma das regiões (Figura 2.4- Gráfico A).

O Potencial acréscimo decorrente da adoção da bioenergia proveniente das UEA e a sua distribuição percentual é apresentado na Figura 2.4 (Gráfico B), mantendo-se a classificação da representação regional sob perspectiva nacional das matrizes hidrelétricas, fotovoltaicas, eólicas e das unidades elétricas de abatedouro.

Figura 2.4. Índices do potencial elétrico brasileiro por região do país e de UEA.



Fonte: EPE (2021).

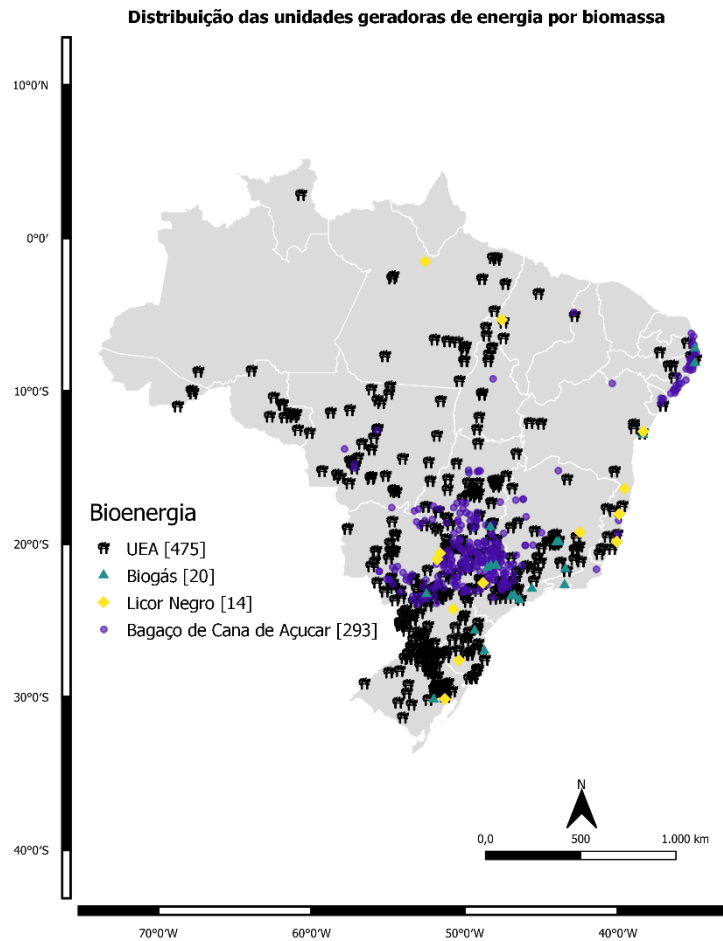
Sob essa conjuntura excluído dados de PCHS, CGH a matriz hidrelétrica mostra uma expressiva superioridade comparada as outras matrizes. O aumento proporcionado pelo potencial das UEA é de 0,91% à nível nacional. Entretanto quando observado de forma regional esse aumento torna-se expressivo e de grande interesse sob a perspectiva do desenvolvimento por meio de fontes alternativas.

Com a introdução dos UEA o índice do potencial elétrico regional das regiões Norte e centro-oeste sob expressão nacional passaria de 7,71% para 7,79% e de 1,19% para 1,46%, respectivamente (Figura 2.4- Gráficos A e B). Esses valores representam 24% de aumento para a região centro-oeste e 4,32% para a região sudeste, mostrando a relevância da adoção de novas matrizes energéticas nas regiões, conforme apresentada na Figura 2.2. Esse índice expressivo na região é devido a dois principais fatores, o primeiro está relacionado ao maior potencial bioenergético dos abatedouros na região centro-oeste (Figura 2.2), e o segundo está associado a baixa representatividade energética nacional da região sob expressão nacional dessa região (Tabela 2.3).

É importante ressaltar que a utilização de biomassas tal como, licor negro, resíduos florestais e o biogás já são utilizados como matrizes para o aproveitamento energético, com uma produção nacional em torno de 14039 MW (EPE, 2021).

A Figura 2.5 apresenta a distribuição das unidades UTE Biomassa, juntamente com a localização das UEA. A utilização do UEA proporcionaria 28% de acréscimo sob expressão nacional de energia elétrica proveniente de biomassa e uma resposta individual por região com índices superiores a 17% (Tabela 2.4.)

Figura 2.5. Espacialização das unidades produtoras de energia por biomassa existentes no Brasil, juntamente com as UEA.



Fonte: EPE (2021).

Tabela 2.4. Potencial elétrico diário proveniente do bagaço de cana, licor negro, biogás e de abatedouros por região do país.

Região	Bagaço de cana de açúcar (MW)	Licor negro (MW)	Biogás (MW)	Unidade elétrica de abatedouro (MW)	Total (MW)	Índice de acréscimo elétrico (%)
Norte	776	55	0	923	1754	111
Nordeste	515	695	4	236	1450	19
Centro-Oeste	2310	659	0	1792	4761	60
Sudeste	7130	348	119	1278	8876	17
Sul	515	619	294	1486	2914	104
Total (MW)	11247	2376	417	5715	19754	-

Fonte: EPE (2021).

O aproveitamento energético do biogás atualmente, representa um índice de 2,97% quando comparada com as outras biomassas como o bagaço de cana de açúcar e o licor negro, que são utilizados energeticamente, porém em processo termoeletrico (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Índice de participação energética proveniente de biomassa com e sem a contribuição potencial das UEA.

Biomassa	Índice de participação da biomassa	Índice de participação da
	na geração elétrica nacional sem UEA (%)	biomassa na energia nacional com UEA (%)
Bagaço de cana-de-açúcar	80,11	56,93
Licor negro	16,92	2,11
Biogás	2,97	31,04
Total (%)	100	100

Fonte: EPE (2021).

A disposição elétrica potencial das UEA alavancaria o aproveitamento energético nacional do biogás, em índices com um índice de 31% quando comparada com o licor negro e o bagaço de cana de açúcar. É importante ressaltar que o biogás em conceito não se categoriza como biomassa, mas sim como produto resultante de processos biológicos, sendo de mais fácil classificação, devido a diversidade dos resíduos que podem dar origem ao biogás (HARTUNG *et al.*, 2020).

A expressividade quantitativa somada a espacialização das unidades de abate e os respectivos potenciais de geração elétrica destas, apontam para novas perspectivas do desenvolvimento elétrico por fontes alternativas no Brasil.

2.4. CONCLUSÃO

A distribuição das unidades de abate de bovinos, suínos e aves apresentam faixas bem definidas de distribuições em resposta ao perfil de consumo, incentivos econômicos, extensão territorial das propriedades, disponibilidade dos recursos naturais, bem como as características culturais e os sistemas produtivos nas diferentes regiões do Brasil. Sendo de elevada importância para a relação de potencial viabilidade das unidades perante a solução apresentada.

A análise bioenergética nacional aponta um corredor de maior potencial, compreendendo áreas dos estados de Santa Catarina, Paraná, Mato Grosso do Sul, Goiás, São Paulo e Minas Gerais. Embora a região sul detenha o maior número de abatedouros, se estabelece em segundo lugar no ranking regional do potencial bioenergético, com um potencial diário em torno de 1486 MW. Enquanto a região centro-oeste é a de maior potencial com 1792 MW e a região sudeste é a terceira de maior potencial com um valor diário de 1278 MW, seguidos das regiões norte e nordeste, com potenciais diários de 923 MW e 236 MW, respectivamente.

O corredor identificado por meio da espacialização do potencial bioenergético corresponde a uma área de sofrer com o estresse hídrico, consequentemente crise elétrica de modo a ocasionar o aumento tarifário. Além disso a espacialização é fator estratégico para a comparação entre as fontes alternativas de energia, uma vez que promoveria uniformidade na distribuição territorial das unidades geradoras de energia limpa.

2.5. REFERÊNCIAS

- Abbas, T., Issa, M., & Ilinca, A. (2020). Biomass Cogeneration Technologies: A Review. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 10(01), 1–15. <https://doi.org/10.4236/jsbs.2020.101001>
- Ahmed, Z., Asghar, M. M., Malik, M. N., & Nawaz, K. (2020). Moving towards a sustainable environment: The dynamic linkage between natural resources, human capital, urbanization, economic growth, and ecological footprint in China. *Resources Policy*, 67(March), 101677. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101677>
- Ali, M. M., Ndong, M., Bilal, B., Yetilmezsoy, K., Youm, I., & Bahramian, M. (2020). Mapping of biogas production potential from livestock manures and slaughterhouse waste: A case study for African countries. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120499. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120499>
- Bernardino de Carvalho, T., & De Zen, S. (2017). A cadeia de Pecuária de Corte no Brasil: evolução e tendências. *Revista IPecege*, 3(1), 85–99. <https://doi.org/10.22167/r.ipecege.2017.1.85>
- CNA. (2020). *Pib do agronegócio 2019*. 2–13.
- Cuadros, F., López-rodríguez, F., Ruiz-celma, A., Rubiales, F., & González-gonzález, A. (2011). Resources , Conservation and Recycling Recycling , reuse and energetic valuation of meat industry wastes in Extremadura (Spain). “*Resources, Conservation & Recycling*,” 55(4), 393–399. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.08.005>
- de Brito, R. C., Barros, R. M., dos Santos, I. F. S., Tiago Filho, G. L., & da Silva, S. P. G. (2021). Municipal solid waste management and economic feasibility for electricity generation from landfill gas and anaerobic reactors in a Brazilian state. *Environmental Technology and Innovation*, 22, 101453. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101453>
- Favro, J., Campos, A. C. de, & Marconato, M. (2020). O Sistema Nacional de Pesquisa Agropecuária no Brasil: uma análise para a Embrapa e Fundo Setorial de Agronegócio no período de 2003 a 2017. *Economia & Região*, 8(2), 111. <https://doi.org/10.5433/2317-627X.2020v8n2p111>
- Ferreira, A., Marques, P., Ribeiro, B., Assemany, P., de Mendonça, H. V, Barata, A., Oliveira, A. C., Reis, A., Pinheiro, H. M., & Gouveia, L. (2018). Combining

- biotechnology with circular bioeconomy: From poultry, swine, cattle, brewery, dairy and urban wastewaters to biohydrogen. *Environmental Research*, 164, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.02.007>
- Ferreira, L. R. A., Otto, R. B., Silva, F. P., De Souza, S. N. M., De Souza, S. S., & Ando Junior, O. H. (2018). Review of the energy potential of the residual biomass for the distributed generation in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 94(April 2017), 440–455. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.034>
- Font-i-Furnols, M., & Guerrero, L. (2014). Consumer preference, behavior and perception about meat and meat products: An overview. *Meat Science*, 98(3), 361–371. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.06.025>
- Harris, P. W., & McCabe, B. K. (2015). Review of pre-treatments used in anaerobic digestion and their potential application in high-fat cattle slaughterhouse wastewater. *Applied Energy*, 155, 560–575. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.06.026>
- Hartung, C., Andrade, D., Dandikas, V., Eickenscheidt, T., Drösler, M., Zollfrank, C., & Heuwinkel, H. (2020). Suitability of paludiculture biomass as biogas substrate – biogas yield and long-term effects on anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 159, 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.156>
- Hunt, J. D., Stilpen, D., & de Freitas, M. A. V. (2018). A review of the causes, impacts and solutions for electricity supply crises in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 88(March), 208–222. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.02.030>
- IPEA. (2014). *Radar- Tecnologia, produção e comércio exterior/Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada* (nº1). Diretoria de Estudos e Políticas Setoriais, de Inovação , Regulação e Infraestrutura.
- Jensen, P. D., Sullivan, T., Carney, C., & Batstone, D. J. (2014). Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*, 136, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.009>
- Jung, G. M., & Zanelatto, J. H. (2020). Trajetória das relações de trabalho entre avicultores integrados e frigoríficos no sul do Brasil (1970-2016). *Interações (Campo Grande)*, 1, 405–417. <https://doi.org/10.20435/inter.v21i2.2184>
- Kythreotou, N., Florides, G., & Tassou, S. A. (2014). A review of simple to scientific models for anaerobic digestion. *Renewable Energy*, 71, 701–714. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.055>
- Lemos da Costa, S. T., De Souza Teixeira, D., De Sousa Farias, L. J., Saraiva Marquioro,

- G., Santos de Andrade, S. M., & De Castro Silva, J. A. (2019). USINA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE: ANÁLISE MULTITEMPORAL DA PRODUÇÃO DE ENERGIA E IMPACTOS AMBIENTAIS. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, 8(1). <https://doi.org/10.5380/rber.v8i1.55258>
- Liu, W. H., Alwi, S. R. W., Hashim, H., Muis, Z. A., Klemeš, J. J., Rozali, N. E. M., Lim, J. S., & Ho, W. S. (2017). Optimal Design and Sizing of Integrated Centralized and Decentralized Energy Systems. *Energy Procedia*, 105, 3733–3740. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.866>
- MAPA - Ministério da Agricultura. 2018. S.I.F. - Federal Inspection Service. Departamento de Inspeção de Produtos de Origem Animal .
- Matte Júnior, A. A., & Jung, C. F. (2017). Produção leiteira no Brasil e características da bovinocultura leiteira no Rio Grande do Sul. *Ágora*, 19(1), 34. <https://doi.org/10.17058/agora.v19i1.8446>
- Menezes Lima, J. A., Correa Magalhães Filho, F. J., Constantino, M., & Formagini, E. L. (2020). Techno-economic and performance evaluation of energy production by anaerobic digestion in Brazil: bovine, swine and poultry slaughterhouse effluents. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123332. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123332>
- Nogueira, L. A. H., Capaz, R. S., & Lora, E. S. (2021). Bioenergia no Brasil: onde estamos e quais nossos horizontes. *Revista Brasileira de Energia*, 27(3). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119698>
- Oaigen, R. P., Barcellos, J. O. J., Canozzi, M. E. A., Soares, J. C. dos R., Canellas, L. C., Alves, C. O., Tavares, H. R., & da Costa, F. M. (2013). Competitividade inter-regional de sistemas de produção de bovinocultura de corte. *Ciencia Rural*, 43(8), 1489–1495. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782013000800024>
- Pereira Ribeiro, M. C., Paglia Nadal, C., da Rocha Junior, W. F., de Sousa Fragoso, R. M., & Lindino, C. A. (2020). Institutional and Legal Framework of the Brazilian Energy Market: Biomass as a Sustainable Alternative for Brazilian Agribusiness. *Sustainability*, 12(4), 1554. <https://doi.org/10.3390/su12041554>
- Pérez-Lombard, L., Ortiz, J., & Pout, C. (2008). A review on buildings energy consumption information. *Energy and Buildings*, 40(3), 394–398. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2007.03.007>
- Rizzatti, M., Lampert Batista, N., Cezar Spode, P. L., Bouvier Erthal, D., Mauro de Faria, R., Volpato Scotti, A. A., Trentin, R., Petsch, C., Turba Costa, I., & Quoos, J. H.

- (2020). Mapeamento da COVID-19 por meio da densidade de Kernel. *Metodologias e Aprendizado*, 3(2012), 44–53. <https://doi.org/10.21166/metapre.v3i0.1312>
- Santiago, T. D. C., Olímpio, S. C. M., Souza Júnior, S. J. de, Paraense, V. D. C., & Aragão, A. C. (2019). Cadeia produtiva da bovinocultura de corte no município de Altamira, PA. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 36(1), 26429. <https://doi.org/10.35977/0104-1096.cct2019.v36.26429>
- Santos, I. F. S. dos, Gonçalves, A. T. T., Borges, P. B., Barros, R. M., & da Silva Lima, R. (2018). Combined use of biogas from sanitary landfill and wastewater treatment plants for distributed energy generation in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 136, 376–388. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.011>
- Sherwood, J. (2020). The significance of biomass in a circular economy. *Bioresource Technology*, 300, 122755. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122755>
- Shirzad, M., Kazemi Shariat Panahi, H., Dashti, B. B., Rajaeifar, M. A., Aghbashlo, M., & Tabatabaei, M. (2019). A comprehensive review on electricity generation and GHG emission reduction potentials through anaerobic digestion of agricultural and livestock/slaughterhouse wastes in Iran. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 111, 571–594. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.011>
- Sousa, S. B. De, Guimarães, L., Junior, F., Miziara, F., & Moraes, H. A. De. (2021). Crédito Rural E Atividade Pecuária Bovina (2013 – 2016): Distribuição Espacial, Finalidades E Destinações. *Raega - O Espaço Geográfico Em Análise*, 50(0), 183–205. <https://doi.org/10.5380/raega.v50i0.67550>
- Souza, G. M., Ballester, M. V. R., de Brito Cruz, C. H., Chum, H., Dale, B., Dale, V. H., Fernandes, E. C. M., Foust, T., Karp, A., Lynd, L., Maciel Filho, R., Milanez, A., Nigro, F., Osseweijer, P., Verdade, L. M., Victoria, R. L., & Van der Wielen, L. (2017). The role of bioenergy in a climate-changing world. *Environmental Development*, 23, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.02.008>
- Teixeira, J. L., & Galvêncio, J. D. (2010). Revista Brasileira de Geografia Física. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 02, 133–139.
- Udaeta, M. E. M., de S. Medeiros, G. A., da Silva, V. O., & Galvão, L. C. R. (2019). Basic and procedural requirements for energy potential from biogas of sewage treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 236(August 2018), 380–387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.110>
- Ulucak, R., Danish, & Ozcan, B. (2020). Relationship between energy consumption and environmental sustainability in OECD countries: The role of natural resources rents.

Resources Policy, 69(March), 101803.
<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101803>

- Vilvert, A. J., Saldeira Junior, J. C., Bautitz, I. R., Zenatti, D. C., Andrade, M. G., & Hermes, E. (2020). Minimization of energy demand in slaughterhouses: Estimated production of biogas generated from the effluent. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 120(October), 109613. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109613>
- Wang, S., Jena, U., & Das, K. C. (2018). Biomethane production potential of slaughterhouse waste in the United States. *Energy Conversion and Management*, 173(May), 143–157. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.07.059>
- Yao, J., Chen, Y., Zhao, Y., Guan, X., Mao, W., & Yang, L. (2020). Climatic and associated atmospheric water cycle changes over the Xinjiang, China. *Journal of Hydrology*, 585(February), 124823. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124823>

3. POTENCIAL DE REINSERÇÃO DOS SUBPRODUTOS DO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE EFLUENTES DOS ABATEDOUROS NO SETOR AGROPECUÁRIO BRASILEIRO

Resumo: O artigo apresenta análise multicritério para identificar as áreas sob análise da disponibilidade natural e demanda proveniente do uso e ocupação do solo. Sendo executado em ambiente SIG, utilizando os seguintes como entrada de dados: (i) classificação dos solos brasileiros; (ii) uso e ocupação do solo, e (iii) a distribuição das unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal- SIF. Como resultado, foram obtidos 4 cenários de oportunidade de reinserção de subprodutos como biofertilizantes e biossólidos a partir de dois fatores: disponibilidade de nutrientes no solo e necessidade de nutrientes pela cobertura do solo. Esses cenários foram dispostos por meio da espacialização das unidades de abate, que através de análise estatística apontou o potencial de viabilidade sobre o aproveitamento local, microrregional e regional, representados pelos raios de 10 km, 50 km e 200 km, respectivamente. Sendo possível apontar as unidades com maior ou menor potencial de reinserção dos subprodutos conforme a demanda requerida no entorno das unidades. Demonstrando diferentes perfis de potencial de reinserção com relação as origens, uma vez que os abatedouros bovinos apresentam decréscimo no potencial à medida que se aumenta o raio de análise, enquanto os abatedouros de suínos e aves mostram-se crescentes ao aumento do raio de análise, associados ao sistema produtivos dos animais, logística de transporte, condições ambientais e da fronteira agrícola brasileira.

Palavras-chave: biofertilizantes. fertilidade do solo. vulnerabilidade ambiental. multicritério

Abstract: The article presents multi-criteria analysis to identify areas under analysis of natural availability and demand from land use and occupation. Being executed in a GIS environment, using the following as input data: (i) classification of Brazilian soils; (ii) land use and occupation, and (iii) the distribution of slaughtering units of the Federal Inspection System - FIS. As a result, 4 scenarios of opportunity for reinsertion of by-products such as biofertilizers and biosolids were obtained based on two factors: availability of nutrients in the soil and need for nutrients by the soil cover. These scenarios were arranged through the spatialization of the slaughtering units, which, through statistical analysis, pointed out the feasibility potential on the local, micro-regional and regional use, represented by the radii of 10 km, 50 km and 200 km, respectively. It is possible to point out the units with greater or lesser potential for reinsertion of by-products according to the demand required in the surroundings of the units. Demonstrating different profiles of potential for reinsertion in relation to origins, since bovine slaughterhouses show a decrease in potential as the radius of analysis increases, while the swine and poultry slaughterhouses are increasing with the increase in the radius of analysis, associated with the animal production system, transport logistics, environmental conditions and the Brazilian agricultural frontier.

Keywords: biofertilizers. soil fertility. environmental vulnerability. Multicriteria.

3.1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento sustentável sofre continuamente um processo de evolução juntamente com a valorização e recuperação dos recursos (água, nutrientes e solo), buscando concepções que tendem moldar ou readaptar a estrutura produtiva, considerando as perspectivas da economia circular, bioeconomia e economia verde (UNAY-GAILHARD; BOJNEC, 2019).

Embora promissora, a economia verde e o desenvolvimento conciso de economia circular apresenta diferentes efeitos sobre as questões de políticas e empregos em diferentes países, mostrando-se muito eficientes em países como China, França, Estados Unidos da América e África do Sul (países desenvolvidos ou em desenvolvimento), porém com efeitos menos expressivos em países como Espanha, Alemanha e Itália, que já apresentam uma economia verde em desenvolvimento e com um efeito negativo com relação a empregos (GE; ZHI, 2016). É importante ressaltar que a grande diversidade de porte e variação produtiva apresentam diferentes capacidades para a adoção de políticas e práticas envoltas à economia verde, incluindo estudos sobre a idade da população rural e a reinserção de jovens na agricultura verde (UNAY-GAILHARD; BOJNEC, 2019).

Diversos estudos buscam e apresentam as consequências do consumo desenfreado e a produção extrativista, apontando alternativas para a manutenção da economia, porém circular, promovendo a estruturação econômica do desenvolvimento sustentável, atribuindo valor as práticas e projetos que visem a reinserção de produtos na cadeia produtiva, sob condição de insumo e matéria prima para outras atividades (YAZDANI; GONZALEZ; CHATTERJEE, 2019; ZONDERLAND-THOMASSEN; LIEFFERING; LEDGARD, 2014; DE CORATO, 2020). Sendo importante a adoção contínua e progressiva de tecnologias e procedimentos que visem a mitigação de

impactos, dado o consumo acelerado dos recursos findáveis. (YAZDANI; GONZALEZ; CHATTERJEE, 2019). Nesse contexto, a digestão a anaeróbia se mostra ponto central para o desenvolvimento da economia circular rural (BLADES *et al.*, 2017; STANCHEV *et al.*, 2020).

No setor agropecuário, a cadeia produtiva apresenta relações diretas e indiretas de benefícios dessa “reciclagem produtiva” (VLACHOKOSTAS *et al.*, 2020), de modo que a aplicação de biofertilizantes em áreas agrícolas mostra ganhos diretos em lavouras e pastagens, pois promove melhorias qualitativas no solo, como o aumento de nutrientes, disposição de microrganismos (potencializando a fixação de nitrogênio e solubilizadores de potássio e fósforo), proporcionando melhor absorção de água e crescimento das plantas (HÖRTENHUBER *et al.*, 2014; ITELIMA *et al.*, 2018; DE CORATO, 2020), com menor investimentos em fertilizantes químicos (STANCHEV *et al.*, 2020; FASUSI; CRUZ; BABALOLA, 2021).

Associado a ganhos indiretos, é garantida a valorização ou menor depreciação da propriedade uma vez que os cuidados com o manejo e produção exercem valorização econômica da área (ZONDERLAND-THOMASSEN; LIEFFERING; LEDGARD, 2014; ITELIMA *et al.*, 2018).

Quando observado sob aplicação na pecuária os benefícios também podem ser diretos ou indiretos. De maneira direta os ganhos estão associados a capacidade de carga quando aplicada a produção extensiva. Já quando inserida em sistemas semi-intensivo ou intensivo de produção animal é possível observar ganhos indiretos relacionado a aquisição dos alimentos (grãos e farelos), que compõe a receita nutricional dos animais, no caso de propriedades com área plantada e estrutura para produção de ração dos animais. Em outros casos, o manejo entressafra da integração lavoura-pecuária também

é passivo de ganhos indiretos, consequentemente com vantagens sob a menor depreciação da propriedade (VAN DER WERF *et al.*, 2014).

Apesar das ressalvas positivas, é necessário maior desenvolvimento de técnicas que possam analisar caso a caso as perspectivas de aplicação dos sistemas de produção circular, verde ou limpa como apontados nos estudos de Ge & Zhi (2016), Unay-Gailhard & Bojnec (2019) e De Luca *et al.*, (2017), além de maior incentivos para a adoção da digestão anaeróbia (VLACHOKOSTAS *et al.*, 2020), visto que é um processo conhecido e recomendado para a reciclagem de nutrientes, sendo reinsessor de subprodutos na cadeia produtiva (BLADES *et al.*, 2017; STANCHEV *et al.*, 2020).

Na Etiópia, embora seja apresentado como uma boa alternativa a reinserção dos subprodutos, foi considerada uma solução para longo prazo devido ao elevado investimento inicial, porém é ressaltado que os benefícios socioambientais fomentam a importância do desenvolvimento dessa tecnologia e estima uma produção anual em torno de 43 toneladas de biofertilizantes (KEFALEW; LAMI, 2021). Buscando a realidade brasileira, Menezes Lima *et al.*, (2020b) propõe a adoção do tratamento anaeróbio do efluente de abatedouros e aponta viabilidade em algumas concepções de implantação, porém o potencial de reinserção de outros subprodutos da DA, como biofertilizantes e biossólidos, pode proporcionar novos arranjos e modelos de negócio, aumentando a viabilidade dessa alternativa de circularidade dos recursos (DIAZ; REYES; BAUMGARTNER, 2022)

AUDU *et al.*, (2020), aponta que a falta de estudos como um dos fatores para a lenta adesão aos processos de reinserção dos subprodutos. Deste modo, este trabalho busca munir a proposta de aproveitamento energético proveniente do tratamento anaeróbio, por meio de uma especialização, uma análise multicritério e estatística para avaliar de maneira local, microrregional e regional o potencial de reinserção dos

biofertilizantes e biossólidos provenientes do tratamento anaeróbio das 475 unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal Brasileiro.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Espacialização dos cenários de oportunidade no território brasileiro

Os cenários de oportunidades foram gerados por meio de processamentos dos dados das classes dos solos brasileiros e o uso e ocupação do solo, modelados no software Qgis 3.16. A matriz resulta do cruzamento da pontuação adotada para os arquivos de entrada (classes dos solos e o uso e ocupação).

A pontuação de produção de alimentos representará indiretamente o potencial de fertilidade do solo (ou potencial para fornecer nutrientes), em que 10 representa baixa fertilidade, e 50 corresponde à alta fertilidade. Pautado na relação de classificação adotada para cada classe de solo (SANTOS *et al.*, 2018b) e seguidos os critérios estabelecidos pela FAO & ITPS, (2015), conforme a Tabela 3.1.

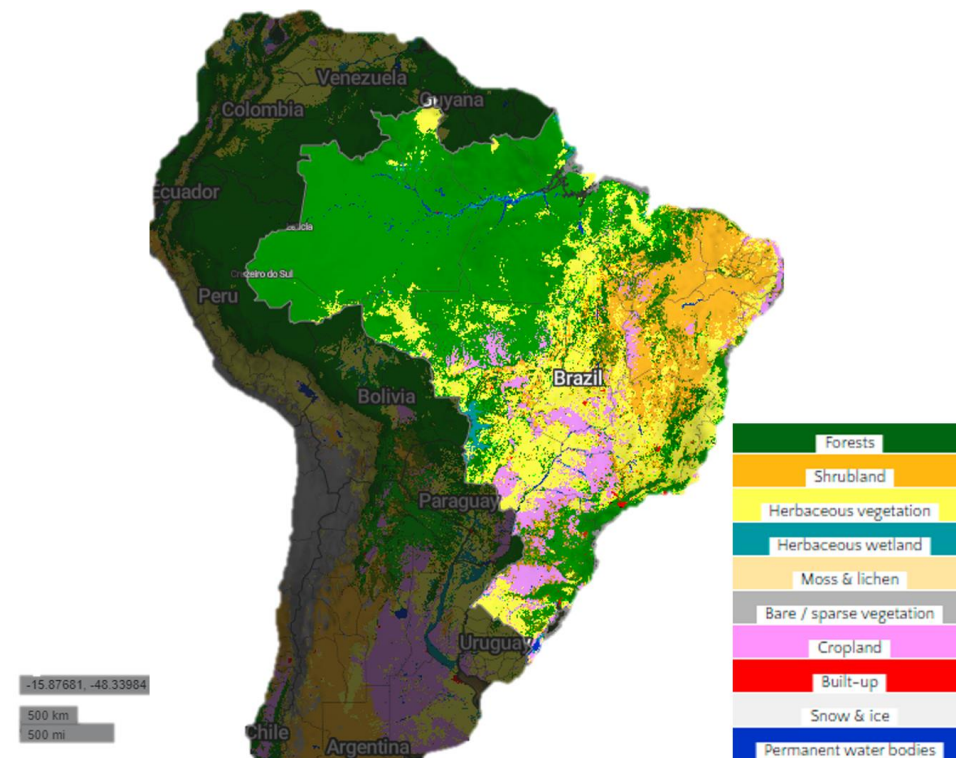
Tabela 3.1. Relação de equivalência das classificações dos solos brasileiros e as respectivas pontuações de produção de alimentos.

Classe de solo ¹	Classe de solo ²	Pontuação de produção de alimentos ²	Potencial de produção de alimento
Argissolos	Acrisols	20	Baixo
	Lixsols	20	Baixo
	Alisols	10	Muito baixo
Cambissolos	Cambisols	30	Médio
Chernossolos	Chernozems	50	Muito alto
	Kastanozems	30	Médio
	Phaeozems	40	Alto
Espodossolos	Podzols	10	Baixo
Gleissolos	Gleysols	20	Baixo
	Stagnosols	20	Baixo
Latossolos	Ferralsols	20	Baixo
Luvisolos	Luvisols	30	Médio
Neossolos flúvicos	Fluvisols	40	Alto
Neossolos litólicos	Leptosols	10	Muito baixo
Neossolo quartzarênicos	Arenosols	10	Muito baixo
Neossolos regolíticos	Regosols	20	Baixo
Nitossolos	Nitisols	40	Alto
Organossolos	Histosols	20	Baixo
Planossolos	Planosols	10	Muito baixo
Planossolos nátricos	Solonetz	10	Muito baixo
Planossolos háplicos	Planosols	10	Muito baixo
Plintossolos	Plinthosols	20	Baixo
Vertissolos	Vertisols	40	Alto

Fonte: ¹SANTOS *et al.*, (2013); ²(FAO & ITPS, 2015); (SANTOS *et al.*, 2018b).

Para obtenção do mapa de classificação do uso e ocupação do solo foi realizado (assim como para as classes do solo) uma equivalência com relação ao mapa e seus respectivos códigos do mapa fornecido pelo *Copernicus Global Land Operations* (BUCHHORN *et al.*, 2020) (Figura 3.1).

Figura 3.1. Uso e ocupação do solo brasileiro, conforme Buchhorn *et al.*, (2020).



Fonte: (BUCHHORN *et al.*, 2020).

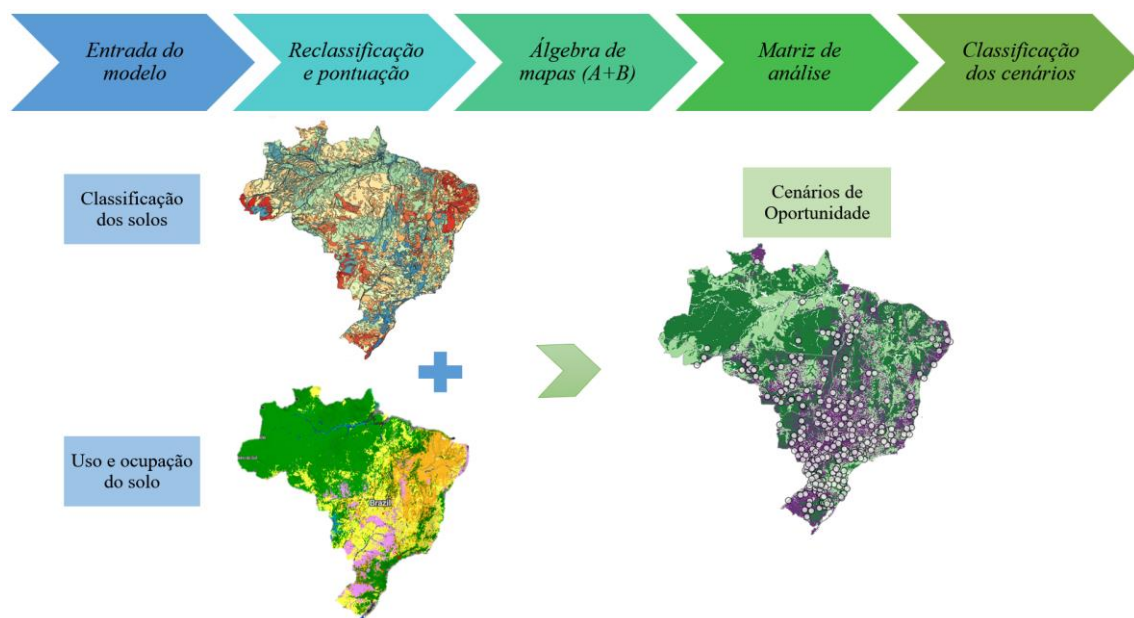
No que se refere ao uso do solo, cada classe possui um grau de necessidade de nutrientes (demanda). A classificação e identificação das áreas segue a considerações da cobertura vegetal determinada no arquivo de origem (Figura 3.1), cuja pontuação foi adotada conforme o entendimento as características brasileiras, dispostos na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Relação da classificação do uso e ocupação do solo brasileiro e as respectivas pontuações adotadas a demanda nutricional.

Código do mapa*	Cobertura vegetal*	Classificação de uso*	Classificação adotada: entendimento	Pontuação atribuída
0	No input data available	-	-	0
20	Shrubs	These are woody perennial plants with persistent and woody stems and without any defined main stem being less than 5 m tall. The shrub foliage can be either evergreen or deciduous	Vegetação arbustiva	1
30	Herbaceous vegetation	Plants without persistent stem or shoots above ground and lacking definite firm structure. Tree and shrub cover is less than 10 %.	Formação herbácea, pastagens	2
40	Cultivated and managed vegetation/agriculture (cropland)	Lands covered with temporary crops followed by harvest and a bare soil period (e.g., single and multiple cropping systems). Note that perennial woody crops will be classified as the appropriate forest or shrub land cover type	Áreas plantadas, lavouras	3
50	Urban / built up	Land covered by buildings and other manmade structures	Centros urbanos, áreas antropizadas	0
60	Bare / sparse vegetation	Lands with exposed soil, sand, or rocks and never has more than 10 % vegetated cover during any time of the year	Vegetação esparsa, áreas de solo com pouca cobertura vegetal, caatinga	1
80	Permanent water bodies	lakes, reservoirs, and rivers. Can be either fresh or salt-water bodies	Rios, lagos, áreas alagadas permanentemente	0
90	Herbaceous wetland	Lands with a permanent mixture of water and herbaceous or woody vegetation. The vegetation can be present in either salt, brackish, or fresh water	áreas alagadas, regiões pantanosas, mangues	1
112	Closed forest, evergreen, broad leaf	tree canopy >70 %, almost all broadleaf trees remain green year round. Canopy is never without green foliage.	Floresta de alta cobertura vegetal perene	1
114	Closed forest, deciduous broad leaf	tree canopy >70 %, consists of seasonal broadleaf tree communities with an annual cycle of leaf-on and leaf-off periods.	Floresta de boa formação de copa, estacionais	1
116	Closed forest, unknown	Closed forest, not matching any of the other definitions	Floresta fechada, de alta densidade, formação original	1
122	Open forest, evergreen broad leaf	top layer- trees 15-70 % and second layermixed of shrubs and grassland, almost all broadleaf trees remain green year round. Canopy is never without green foliage.	Florestas esparsas não estacionais	1
124	Open forest, deciduous broad leaf	top layer- trees 15-70 % and second layermixed of shrubs and grassland, consists of seasonal broadleaf tree communities with an annual cycle of leaf-on and leaf-off periods.	Florestas esparsas e estacionais, compatíveis com o cerrado	1
126	Open forest, unknown	Open forest, not matching any of the other definitions	florestas abertas ou de talhões, não compatíveis com as demais classificações	1
200	Open sea	Oceans, seas. Can be either fresh or saltwater bodies.	Oceano	0

A modelagem realizada para a obtenção dos cenários de oportunidade foram divididos em 7 etapas (Figura 3.2): 1) entrada do modelo (arquivo 1: classes dos solos); 2) rasterização do arquivo de entrada (arquivo 1); 3) reclassificação do *raster* obtido na etapa 2 (atribuindo a pontuação); 4) entrada do modelo (arquivo 2: uso e ocupação do solo); 5) reclassificação do arquivo de entrada (arquivo 2, atribuindo a pontuação); 6) álgebra de mapas (A+B dos arquivos *raster* reclassificados); e, 7) Reclassificação da matriz, conforme o estabelecimento dos cenários (1, 2, 3 e 4).

Figura 3.2. Esquema simplificado das etapas da modelagem dos cenários de oportunidade.



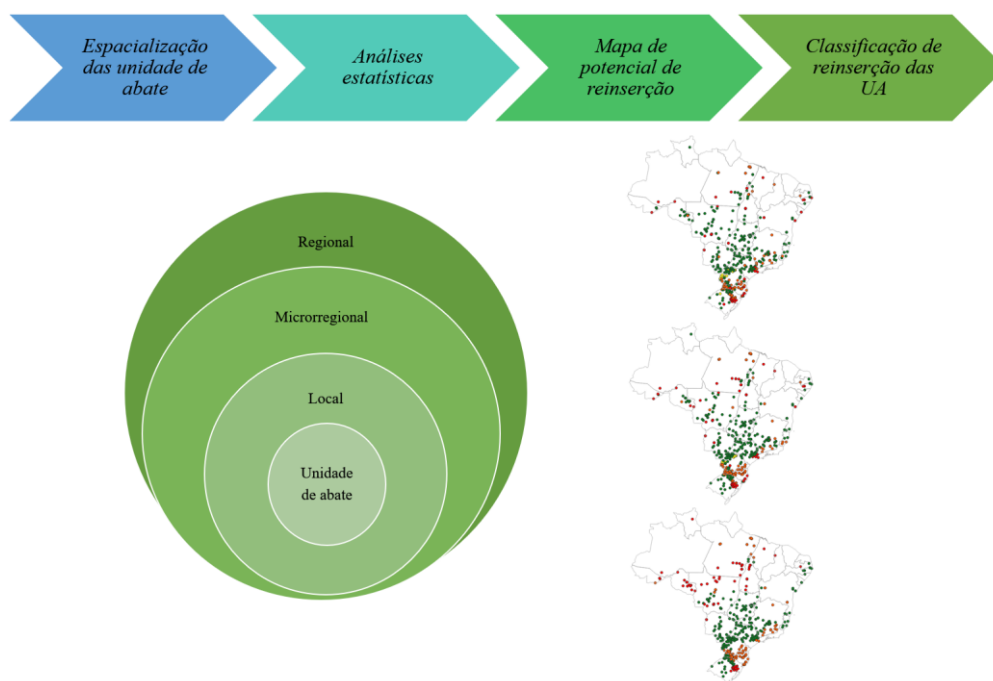
3.2.2. Análise do potencial de reinserção dos subprodutos das unidade de abate

A relação das unidades de abate do Sistema de Inspeção Federal- SIF foi obtido por meio da lista das unidades de abate vigentes no Ministério da Agricultura e Pecuária- MAPA de 2018, constando a descrição das unidades, endereço, classes e origem. Sendo realizada a geocodificação dos endereços para a obtenção da espacialização das unidades, utilizando um código de programação (WILL GERAY, 2016), que inserido no google planilhas calculam as coordenadas geográficas dos endereços (MAPA, 2019).

De posse da avaliação multicritério, que gerou o mapa de oportunidade, foi elaborado uma análise estatística por zonas de entorno das 475 unidades de abate do SIF em sobreposição os 4 cenários: i) baixa disponibilidade nutricional natural do solo e baixa demanda proveniente do uso e ocupação do solo, resultando na classificação: sem potencial de reinserção; ii) alta disponibilidade nutricional natural do solo e baixa demanda proveniente do uso e ocupação do solo, resultando na classificação: baixo potencial de reinserção; iii) baixa disponibilidade nutricional natural do solo e alta demanda proveniente do uso e ocupação do solo, resultando na classificação: alto potencial de reinserção; e iv) alta disponibilidade nutricional natural do solo e alta demanda proveniente do uso e ocupação do solo, resultando na classificação: médio potencial de reinserção (Figura 3.2).

A classificação de potencial de viabilidade de reinserção de subprodutos por meio da análise da moda (análise estatística) dos cenários no entorno das agroindústrias, sendo executadas conforme a origem do abatedouro e os raios de abrangência das análises estatísticas que foi de 10 km, 50 km e 200 km, para representar as escalas de reinserção local, microrregional e regional, respectivamente (Figura 3.3).

Figura 3.3. Esquema simplificado das etapas análise do potencial de reinserção dos subprodutos da digestão anaeróbia nas escalas: local, microrregional e regional.

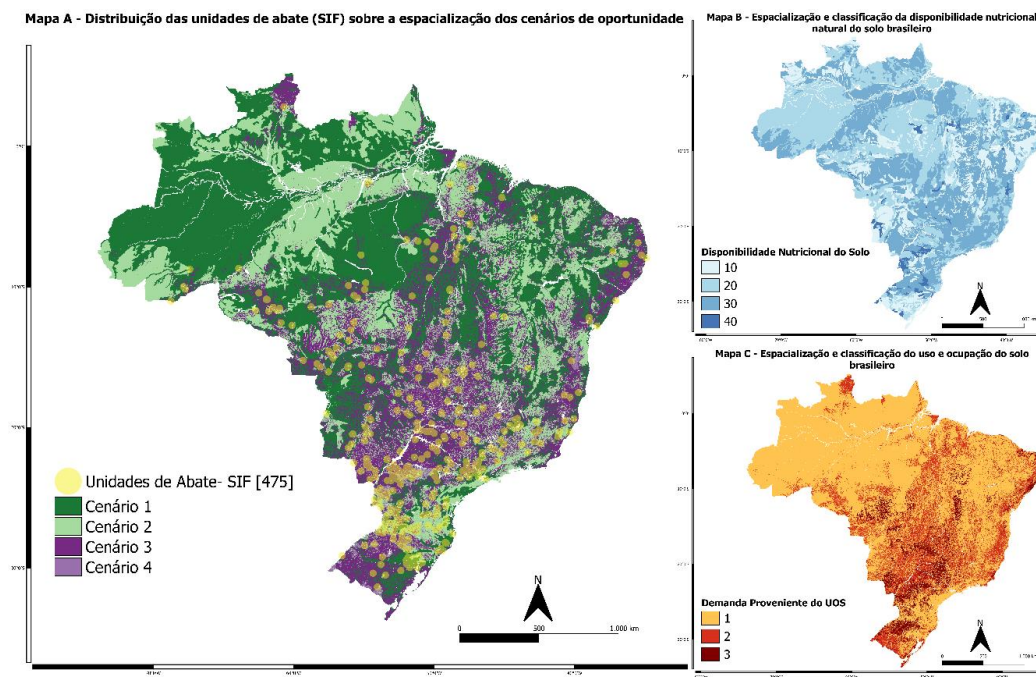


3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1. Perspectivas da aplicação dos subprodutos da digestão anaeróbia no solo brasileiro

A distribuição das unidades de abate do SIF, sob os cenários de potencial aplicação dos subprodutos da digestão anaeróbia é apresentada na Figura 2.1, bem como a espacialização e classificação da disponibilidade nutricional do solo brasileiro e a espacialização e classificação do uso e ocupação do solo brasileiro, que resultaram nos 4 cenários de oportunidade.

Figura 3.4. Espacialização dos cenários de oportunidade, distribuição das unidades de abate do SIF, e as classificações da disponibilidade nutricional do solo e as respectivas demandas de nutrientes no território brasileiro.



As áreas de baixa disponibilidade (Figura 3.4- MAPA B) e baixa demanda (Figura 3.4- MAPA C) correspondem a regiões sem grande predomínio de atividades agropecuárias e coincidem com áreas de conservação ambiental (Cenário 1: Figura 3.4- MAPA A). O cenário 2 representa a condição de alta disponibilidade natural e baixa demanda que representam áreas ricas nutricionalmente e que por questões diversas não são aproveitadas para fins agropecuários. Em um caso hipotético de aumento da demanda nessas regiões, estas tornar-se-iam o cenário 4 (Figura 3.4). Nesta concepção ocorreria teoricamente a neutralidade entre oferta e demanda, porém as necessidades culturais não são totalmente supridas pela fertilidade natural do solo, mesmo que este se apresente como fértil são exigidas práticas culturais para elaboração das condições ótimas para a produção em larga escala. Madeira *et al.*, (2021) esclarecem que os solos brasileiros em sua maioria não solos de alta fertilidade, comumente são solos ácidos e com alto teor de alumínio, principalmente no cerrado, onde há grande concentração da agropecuária brasileira (RIGOTTO; SANTOS; COSTA, 2022).

O Cenário 3 (Figura 3.4) representa a concepção que aponta alto potencial de reinserção dos subprodutos, visto que aborda a condição de baixa disponibilidade natural do solo e alta demanda, apontando as áreas que necessitam da aplicação de insumos. Vale ressaltar que o fortalecimento e enrijecimento de políticas públicas no que diz respeito ao meio ambiente, promove a conservação ambiental e estimula ora (por necessidade) o desenvolvimento e intensificação de técnicas e manejo produtivos mais eficientes. Em contrapartida, todo esse processo tem resultado na adoção cada vez maior de defensivos agrícolas, indutores florais, fertilizantes para a aceleração e aumento da produção (KOPITTKKE *et al.*, 2019).

O uso de fertilizantes inorgânicos tem sido apontado como algo nocivo ao meio ambiente, não excluindo a necessidade a utilização do mesmo, uma vez que os solos brasileiros são considerados pobres. Entretanto, o uso de biofertilizantes proporciona melhor absorção de nutrientes e água e maior tolerância a fatores bióticos e abióticos (ITELIMA *et al.*, 2018). Fernández-Delgado *et al.*, (2020), destacam ainda que a utilização de fertilizantes inorgânicos de forma excessiva aumentou a salinidade dos solos diminuindo a capacidade de assimilação dos nutrientes pelas plantas e que o uso de fertilizantes oriundos de resíduos orgânicos podem contribuir para a preservação dos recursos naturais e reciclagem da matéria orgânica.

Mahanty *et al.*, (2017), defende o uso de biofertilizantes para mitigar os impactos da cadeia dos fertilizantes inorgânicos, mas de maneira consciente e gradativa para que haja manutenção e aumento da qualidade ambiental e ecológica. Sendo reconhecido os benefícios e as limitações do uso dos biofertilizantes, uma vez que este subproduto tem origem diversificada e os processos de beneficiamento desses subprodutos são específicos exigindo análises individualizadas para sua utilização. A reinserção desses subprodutos para na agricultura moderna tem como diferencial o baixo custo e uma postura de

desenvolvimento ecologicamente correta, que favorecem a utilização em larga escala dessa solução (FASUSI; CRUZ; BABALOLA, 2021).

A adoção gradativa de outros meios que possam garantir de forma contínua e cíclica a aplicação de insumos pode ser uma das alternativas para o desenvolvimento de uma agricultura e pecuária mais sustentável. Técnicas como ILPF, rotação de culturas e plantio direto são metodologias desenvolvidas visando melhorias da produção brasileira e que em alguns casos são certificadas e tidas como fazendas modelos dentro do conceito de economia circular e sustentabilidade (EMBRAPA, 2018; BEHLING *et al.*, 2014).

Integração de técnicas produtivas como Integração Lavoura Pecuária e Floresta favorecem a produção diversificada e melhorando a cobertura, o carbono e o nitrogênio no solo, associando com serviços ecossistêmicos (SINGH *et al.*, 2022), uma vez que há uma relação direta entre cobertura vegetal e qualidade da água, destacando a importância do fortalecimento de regulamentações para a manutenção da cobertura florestal nativa em áreas UC e APPs, bem como a recuperação de áreas degradadas (HUANG *et al.*, 2015; PAULA *et al.*, 2018).

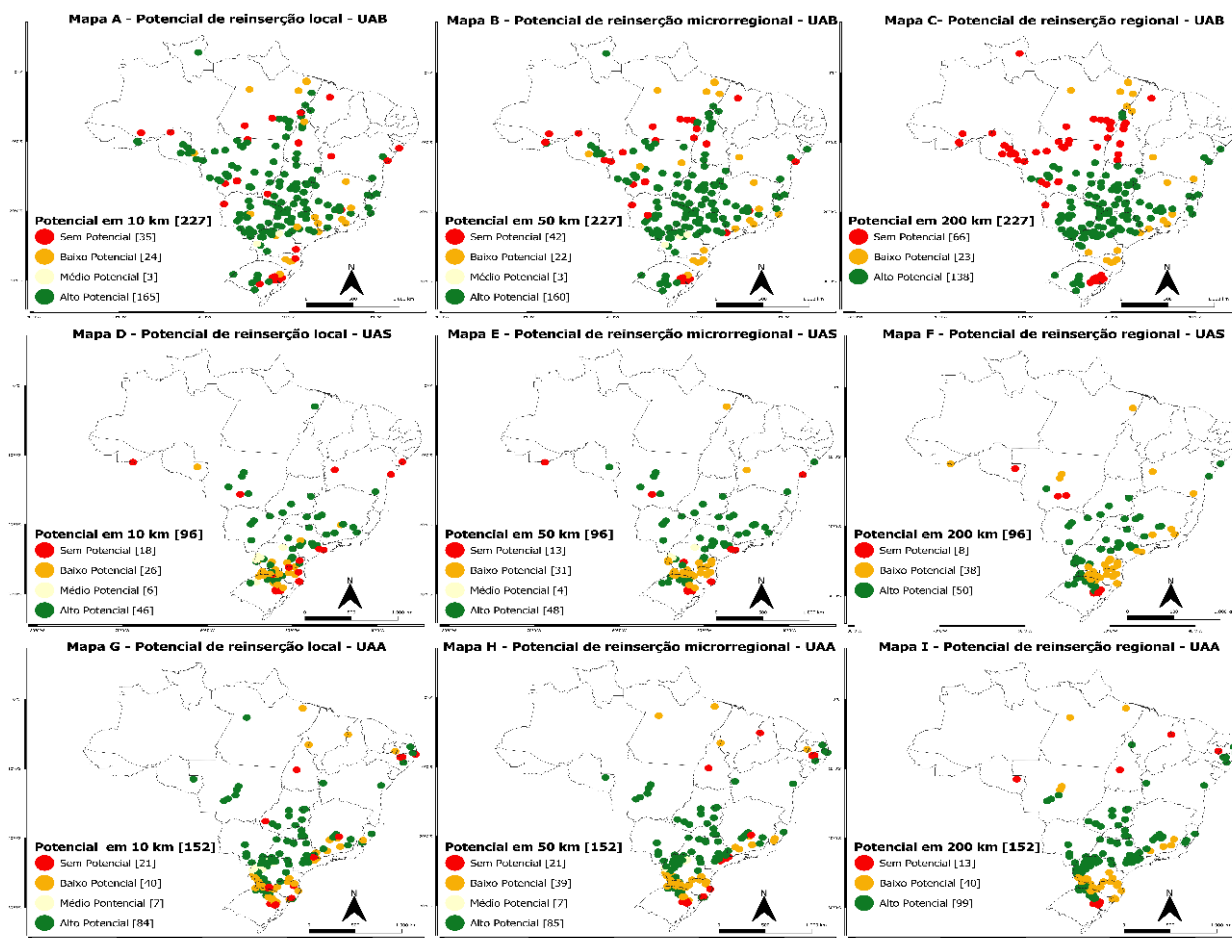
Neste sentido Bergendahl, Sarkis e Timko (2018), apontam que os nichos de pesquisas voltados para multidisciplinariedade, ressalta os bio sólidos como um exemplo concreto da possibilidade da integração dos processos de modernização ecológica e da cadeia de suprimentos, permitindo identificar pontos específicos para novos estudos para consolidar o desenvolvimento sustentável e a economia circular.

A utilização dos biofertilizantes de embora sejam norteados pela capacidade nutricional, mostrou-se alternativo para a remediação de áreas contaminadas por gasolina, devido potencial para a degradação de hidrocarbonetos, diversificando os potenciais de possíveis aplicações (MARDER *et al.*, 2019), como em casos recuperação de áreas degradadas.

O aproveitamento dos subprodutos oriundos do tratamento anaeróbio de abatedouros ainda é um desafio devido a diversos fatores, porém há estudos que buscam evidenciar os potenciais de viabilidade técnica e financeiras dessas soluções, como é o caso de De Lima *et al.*, (2015) e Herbes *et al.*, (2020).

Voltado para a realidade brasileira e realizando uma análise técnica e econômica do aproveitamento energético do biogás oriundo de abatedouros Menezes Lima *et al.*, (2020b), apontando viabilidade econômica para os sistemas de tratamento anaeróbio com determinados tempos de retenção hidráulica e concepções de implantação dos sistemas, que mesmo ao serem avaliados no horizonte de 20 anos de projeto mostram taxa internas de retorno promissoras. Deste modo, é interessante observar que além da receita oriunda da venda de energia ou do custo de oportunidade gerado pela geração elétrica outros subprodutos se reinserido na cadeia poderiam proporcionar aceleração do retorno econômico dessa solução. Assim é exposto na Figura 3.5 a potencialidade de reinserção dos subprodutos por unidade de no brasil, de acordo com a origem animal e os raios de abrangência de análise.

Figura 3.5. Potencial de reinserção de biofertilizantes e bioossólidos provenientes do tratamento anaeróbio dos efluentes de abatedouros no Brasil.



Legenda: UAB: unidade de abate bovino; UAS: unidade de abate suíno; UAA: unidade de abate de aves.

A análise local (raio 10 km) para origem bovina apresenta-se mais promissora (Figura 3.5 - MAPA A), “alto potencial” para 165 UAB, cerca de 72,68%, uma vez que o perfil de produção desses animais é preponderantemente extensivo, oportunizando a aplicação local dos subprodutos. Entretanto, para uso regional (200 km), a distribuição do potencial de reinserção traça linhas bem definidas da fronteira agrícola (Figura 3.5 - MAPA C), fator bem representado nos números de unidades de abate que se apresentam sem potencial, que localmente somam 35 UAB (Figura 3.5 - MAPA A), passando para 42 UAB na escala microrregional (50 km) (Figura 3.5- MAPA B) e chega à 66 UAB na escala regional (200 km) (Figura 3.5- MAPA C). De forma decrescente as escalas de

análise (Raios) as unidades com alto potencial constituem 160 UAB e 138 UAB para as escalas, microrregional e regional, respectivamente (Figura 3.5 - MAPA A, B e C).

A fronteira agrícola ou os eixos de expansão do agronegócio no Brasil (representados pelo uso e ocupação do solo) podem estar associados com a disponibilidade natural de nutrientes no solo, como o elemento fosforo (P), que no pioneiro mapeamento da disponibilidade natural do solo realizado por Pavinato *et al.*, (2020), coincidem com os pontos de interesse e de redesenho da fronteira agrícola obtidos na distribuição das UA com potencial para reinserção dos subprodutos.

Lopes *et al* (2020) analisaram a demanda dos recursos naturais, competição do uso da terra e os desafios para compreender a dinâmica do uso e ocupação do solo, incluindo as políticas públicas para melhor entender as fronteiras agrícolas e concluíram que há supressão vegetal para a implantação do monocultivo da soja, cana de açúcar e expansão da pastagem, motivados pelo mercado externo é o principal motivos da expansão agrícola de países em desenvolvimento e com vastos recursos naturais (OZTURK, 2015; SPAROVEK *et al.*, 2018; GIRAUDO, 2020).

Assim como a análise bioenergética os resultados para as unidades de abate de suínos e de aves são similares e adversos às de origem bovina (Figura 2.2). Sendo encontrado maior número de unidades com alto potencial de reinserção quando aplicado à escala regional (raio de 200km) (Figura 3.5 - MAPA F e I). Para a origem suína o alto potencial é representado em 46 UAS, correspondendo a 47,91% localmente (Figura 3.5- MAPA D) e aproximadamente 52% regionalmente (50 unidades) regionalmente (Figura 3.5- MAPA F), mas a maior diferenciação é observado no número de unidades de baixo potencial que passa de 26 UAS (Localmente) (Figura 3.5- MAPA D) para 38 UAS (regionalmente) (Figura 3.5- MAPA F), já os sem potencial diminuem conforme a escala

de análise aumenta, chegando a 8 UAS sem potencial na análise regional (Figura 3.5- MAPA F).

As UAA se comportam similarmente as UAS com acréscimo de número de unidades de alto potencial conforme o aumento do raio de estudo, apresentando apenas 13 unidades sem potencial e com 99 unidades com alto potencial sob a escala regional (Figura 3.5- MAPA I), correspondendo à 65,13% das UAA do SIF.

Para as UAB cerca de 15, 41% (35 unidades) das unidades do SIF mostram-se sem potencial, obtidos ao analisarmos localmente (Figura 3.5- MAPA A), o melhor cenário de aplicação encontrado para essa origem. Enquanto para as unidades de suínos esse percentual é de 8,33% (8 unidades) dentro de um raio de 200 km (Figura 3.5- MAPA F), uma vez que as unidades apresentam potencial nas outras escalas (microrregional e regional). Para aves essa taxa é pouco maior, em torno de 8,55% (13 unidades) (Figura 3.5- MAPA I), mas também respeita o acréscimo de potencial proporcionalmente ao aumento da escala de destinação desses subprodutos do tratamento anaeróbio dos efluentes.

Os sistemas de produção seja intensivo ou extensivo apresentam diferentes tipos de impactos, sendo o sistema intensivo vantajoso devido ao menor tempo de terminação de rebanhos e menor taxa de lixiviação, enquanto os sistemas extensivos têm sua principal vantagem associada a menos demanda de infraestrutura para a produção, porém demanda de grandes extensões territoriais (DICK; ABREU DA SILVA; DEWES, 2015).

3.3.2. Aplicação de biofertilizantes e sua relação com o agronegócio

Menegassi *et al.*, (2020), avaliaram a fertirrigação com efluentes de abatedouro tratado em reator anaeróbio no verão e no inverno brasileiro para a produção de feno, obtendo resultados de boa produção das gramíneas durante todo o ciclo da pastagem. No período de estiagem (inverno) a biofertilização apresentou bons resultados na nutrição e

manutenção das plantas, no verão o excesso de chuvas proporcionou baixa salinidade no solo. Contudo, foi concluído como positivo a utilização no solo em clima tropical, sendo sugerido novos estudos para compreensão dos solutos resultantes da aplicação.

Ao analisar a resposta do solo à aplicação de diferentes fertilizantes, químicos e orgânicos em 5 condições: (1) sem adubação; (2) fertilizante químico composto de ureia, superfosfato e cloreto de potássio; (3) adubo químico (NPK) mais adubo orgânico; (4) adubo químico (NPK) mais biofertilizante; (5) adubo químico (NPK) mais fertilizante orgânico e biofertilizante, Du *et al.*, (2022), concluíram que a combinação dos fertilizantes proporcionam melhor estrutura para o desenvolvimento microbiano, resultando em maior capacidade produtiva do solo.

Jurgutis *et al.*, (2021), buscando avaliar o potencial econômico dos digestatos digeridos em plantas de tratamento, observou que a geração e beneficiamento dos biofertilizantes agregam valor comercial ao subproduto do tratamento anaeróbico e oportuniza diferentes frentes de aplicação, proporcionando receita com a venda bem como, custo de oportunidade e acréscimo no potencial produtivo do solo. Nesse estudo piloto a aplicação do biofertilizante triplicou a produção de gramíneas em áreas de baixa fertilidade natural do solo. Para Innalegwu *et al.*, (2022), os biofertilizantes podem aumentar em até 40% o potencial produtivo, proporcionado pelo acréscimo no teor de proteína, vitaminas e fixação de nitrogênio no solo.

É reconhecido o potencial nutricional dos digestatos e os principais entraves são o receio da aplicação e a dificuldade de relacionar as soluções com uma abordagem ampla, multidisciplinar e com custo benefício, uma vez que os estudos englobam diversas frentes de estudo (CHAKRABORTY; AKHTAR, 2021; GUARES; LIMA; OLIVEIRA, 2021).

A multidisciplinariedade é o que tornam complexas as pesquisas que envolvem o agro e o meio ambiente, preponderantemente na adoção de uma linha para o desenvolvimento do mesmo, sendo muito importante e delicado não apresentar predisposições para quaisquer ideologias, uma vez que é de comum interesse o desenvolvimento de ambas as ideologias para o benefício coletivo, podendo ser adaptadas para uma melhor gestão da produção de alimentos e uso dos recursos, combinando os aspectos ambientais, sociais e econômicos (HUANG *et al.*, 2015).

A abordagem multidisciplinar aponta para uma gama de possibilidades, benefícios entraves e limitações (KIBLER *et al.*, 2018). Sendo reconhecidos os arranjos de mercado, modelos de negócios, ganhos ambientais e econômicos, bem como os riscos da disposição de biofertilizantes e bio sólidos no solo (DIAZ; REYES; BAUMGARTNER, 2022).

As pesquisas expõem os benefícios e os potenciais proveniente da aplicação de biofertilizantes e bio sólidos, mas é reconhecido que para adoção da solução deve-se atentar as características das áreas, uma vez que o Brasil apresenta extensões continentais e diversos cenários de vulnerabilidade ambiental com diferentes condições de resistências e resiliências naturais (PERUCHI TREVISAN *et al.*, 2020).

3.3.3. Vulnerabilidade ambiental e as tendências da agricultura brasileira

A vulnerabilidade ambiental é ponto chave para a implantação de novas técnicas e procedimentos e embora muitos estudos apontem inúmeras vantagens ou métricas totalmente favoráveis é necessário a avaliação caso a caso, permitindo maior grau de detalhamento para que as soluções possam ser implantadas considerando as peculiaridades de cada região (MERCURE *et al.*, 2019).

No Plano Nacional de Fertilizantes- 2050, o Brasil apresenta tendência crescente para a demanda de fertilizantes e que o grande desafio é traçar uma estratégia robusta para

pesquisa e desenvolvimento afim de diminuir a dependência externa nos próximos 28 anos, prevendo que a será contínua a cobrança do mercado consumidor quanto a produção sustentável, demonstrando que há uma tendência positiva para adoção de soluções circulares. Ressaltando que manter a dependência externa pode ser um risco à segurança alimentar nacional (BRASIL, 2021).

O documento Visão 2030- O futuro da Agricultura Brasileira aponta ainda forte tendência para perda econômica associada a queda produtiva e uma série de desafios para antever possíveis crises no setor, destacando o uso de fontes alternativas de nutrientes para promover o aumento da fertilidade e a produção nacional como uma das alternativas em resposta às demandas do setor (EMBRAPA, 2018) .

O uso de outros meios de adoção desses compostos ou a extração e beneficiamento desses minerais no Brasil, visando a diminuição da dependência externa também pode ser apontada como fator preocupante. Uma vez que estimularia de forma imediata a extração de recursos, que de forma quase que emergencial pode desenhar um modelo desarmônico, promovendo outros problemas de ordem ambiental, incluindo o fato que a produção dos fertilizantes sintéticos atualmente no Brasil também conta com a importação de insumos para etapas intermediárias do processo produtivo (BRASIL, 2020).

O documento Visão 2030- O futuro da Agricultura Brasileira atribui a intensificação e a sustentabilidade agrícola: a) a adequação ambiental das propriedades; b) os pagamentos por serviços ambientais; c) a redução de perdas; e, d) o desperdício de alimento como os principais desafios para a melhor arranjo para as demandas futuras. Sendo de conhecimento que essa crescente demanda surge concomitantemente com a constante variação das condições climáticas, deixando o contexto produtivo e de qualidade ambiental expostas as vulnerabilidades naturais, impactando diretamente na

capacidade produtiva por área cultivada, na fertilidade do solo e na disponibilidade hídrica para produção e dessedentação animal e outros usos nobres, pois até o ano de 2030 as previsões indicam queda no índice pluviométrica, principalmente nas regiões norte e nordeste do país, prejudicando a produção agropecuária (EMBRAPA, 2018).

A disponibilidade hídrica é um fator fundamental para produção de alimentos e é reconhecido que muitos países sofrem com relação a esse recurso (MONTROYA; FINAMORE, 2020), demandando assim parte de seus alimentos de países em desenvolvimento, uma vez que esses demandam de produtos e tecnologia dos países desenvolvidos e em contrapartida estes exportam grande parte de suas produções agropecuária, que correspondem a uma grande parcela de água (SALMORAL *et al.*, 2020; GIRAUDO, 2020).

É válido ressaltar ainda, que os processos de desertificação e arenização já presentes no Brasil, são desencadeados por um conjunto de fatores associados a vulnerabilidade natural do solo e aos manejos de uso (SANTOS, 2007), estando associado diretamente com as características da cadeia de produção de alimentos e a capacidade de oferta nutricional natural do solo (DUTTA *et al.*, 2022). Que podem ser solucionados com a utilização de biofertilizantes, que tendem a serem benéficos as condições de melhoria nutricionais, mas também nas condições estruturais dos solos, no teor de matéria orgânica, promovendo aumento na capacidade de estoque de carbono e no teor de umidade do solo (MEENA *et al.*, 2022; DU *et al.*, 2022).

Nos EUA o reuso de água mostra-se uma alternativa diante da escassez de mananciais para abastecimento público (HOPSON; FOWLER, 2022), porém sofre com a aceitação popular, assim como o uso de lodos de estações de tratamento de esgoto, e biofertilizantes em áreas agricultáveis. Hopson e Fowler (2022) destacam ainda a importância de medidas políticas para maior aceitação das tecnologias, bem como maior

controle e segurança por meio de normativas e regulamentações rígidas que preveem e garantem a qualidade dos subprodutos a serem reinseridos, visando a implantação de produções circulares e sustentáveis (KOMAREK; DE PINTO; SMITH, 2020).

As questões políticas são delicadas no Brasil e mostram-se por vezes instáveis a cada governança, sendo importante uma definição pautada no desenvolvimento contínuo e interesses equilibrados (SPAROVEK *et al.*, 2015; SCHIELEIN; BÖRNER, 2018). Além das condições políticas e conflitos pelo uso da terra a defesa pela conservação dos biomas não promove perdas econômicas, mas sim gera cenários de demandas pela modernização da produção agropecuária, promovendo o desenvolvimento da ciência e de arranjos produtivos mais eficientes, não correspondendo à intensificação do uso de fertilizantes sintéticos e agrotóxicos, pois há uma gama de métodos produtivos que menos nocivos ao meio ambiente (SCHNEIDER *et al.*, 2011; SPAROVEK *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2020), como as alternativas avaliadas por este trabalho.

3.4. CONCLUSÃO

Os resultados apontam diretamente para a identificação das produções em sistemas intensivos para suínos e aves, uma vez que as áreas agricultáveis (de maior demanda nutricional) encontram-se mais distantes das unidades de abate. O contrário acontece com os bovinos, onde o maior potencial é obtido localmente, mostrando que os abatedouros se encontram próximos as propriedades rurais e/ou áreas agricultáveis, que representa maior demanda no cenário de oportunidade (Cenário 3).

A matriz de oportunidades responde como uma ferramenta para o planejamento e gestão do agronegócio no Brasil, visto a importância do setor para o país. De forma que este aborda uma questão multidisciplinar e de estreito caminho entre as áreas do tecnológicas do meio ambiente e da agropecuária.

A espacialização das unidades com os potenciais de reinserção no solo dos subprodutos da digestão anaeróbia com fertilizantes com base na relação oferta e demanda (fertilidade do solo e uso e ocupação do solo), em contextos que variam do local ao regional, tendem a consolidar soluções que abordam o conceito *nexus* (água-energia-alimento) e suas relações num contexto circular. Nesse sentido, esse trabalho ajuda a endossar a viabilidade técnica de soluções pautadas na reinserção e agregação de valor a resíduos, buscando sempre processos menos lineares e mais sustentáveis.

3.5. REFERÊNCIAS

- Aguilar, M. I., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A., & Ortuño, J. F. (2002). Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. *Water Research*, 36(11), 2910–2919. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00508-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00508-5)
- Audu, I. G., Barde, A., Yila, O. M., Onwualu, P. A., & Lawal, B. M. (2020). Exploring biogas and biofertilizer production from abattoir wastes in nigeria using a multi-criteria assessment approach. *Recycling*, 5(3), 1–24. <https://doi.org/10.3390/recycling5030018>
- Aziz, H. A., Puat, N. N. A., Alazaiza, M. Y. D., & Hung, Y.-T. (2018). Poultry Slaughterhouse Wastewater Treatment Using Submerged Fibers in an Attached Growth Sequential Batch Reactor. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH*, 15(8). <https://doi.org/10.3390/ijerph15081734>
- Basitere, M., Njoya, M., Rinqest, Z., Ntwampe, S. K. O., & Sheldon, M. S. (2019). Performance evaluation and kinetic parameter analysis for static granular bed reactor (SGBR) for treating poultry slaughterhouse wastewater at mesophilic condition. *Water Practice and Technology*, 14(2), 259–268. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.010>
- Bayar, S., Yildiz, Y. S., Yilmaz, A. E., & Irdemez, S. (2011). The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. *DESALINATION*, 280(1–3), 103–107. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.061>
- Bazrafshan, E., Kord Mostafapour, F., Farzadkia, M., Ownagh, K. A., & Mahvi, A. H. (2012). Slaughterhouse wastewater treatment by combined chemical coagulation and electrocoagulation process. *PLoS ONE*, 7(6), 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040108>
- Behling, M., Wruck, F. J., Antonio, D. B. A., Cornevali, J. L. P. M. B. C. e P., Carnevali, R. A., Cordeiro, L. A. M., Gil, J., Neto, A. L. de F., Domit, L. A., & Silva, J. F. V. (2014). *Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF)*. 306–325.
- Bergendahl, J. A., Sarkis, J., & Timko, M. T. (2018). Transdisciplinarity and the food energy and water *nexus*: Ecological modernization and supply chain sustainability perspectives. *Resources, Conservation and Recycling*, 133(January), 309–319. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.001>

- Blades, L., Morgan, K., Douglas, R., Glover, S., De Rosa, M., Cromie, T., & Smyth, B. (2017). Circular Biogas-Based Economy in a Rural Agricultural Setting. *Energy Procedia*, 123, 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.255>
- Brasil. (2020). Produção nacional de fertilizantes: Estudo estratégico. *Secretaria Especial de Assuntos Estratégicos*, 26. <https://www.gov.br/planalto/pt-br/assuntos/assuntos-estrategicos/estudos-estrategicos-2/estudo-producao-nacional-fertilizantes>
- Brasil, S. de A. estratégicos. (2021). Plano Nacional de Fertilizantes 2050 - Uma Visão estratégica para os fertilizantes no Brasil. *SAE*, 195. <https://www.gov.br/planalto/pt-br/assuntos/assuntos-estrategicos/estudos-estrategicos-2/estudo-producao-nacional-fertilizantes>
- Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., De Roo, B., Lesiv, M., Tsendbazar, N.-E., Li, L., & Tarko, A. (2020). [dataset] Copernicus global land service: land cover 100m: version 3 globe 2015-2019. *Copernicus Global Land Operations*, 1–93. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3938963>
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>
- Caixeta, C. E. T., Cammarota, M. C., & Xavier, A. M. F. (2002). Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 81(1), 61–69. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00070-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00070-0)
- Chakraborty, T., & Akhtar, N. (2021). Biofertilizers: Characteristic Features and Applications. *Biofertilizers*, 429–489. <https://doi.org/10.1002/9781119724995.ch15>
- Chávez, C. ., Castillo, R. ., Denooven, L., & Escamilla- Silva, E. M. (2005). *Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor*. 96, 1730–1736. <https://doi.org/j.biortech.2004.08.017>
- De Corato, U. (2020). Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy. *Science of the Total Environment*, 738, 139840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139840>
- de Lima, J. D., Trentin, M. G., Oliveira, G. A., Batistus, D. R., & Setti, D. (2015). A systematic approach for the analysis of the economic viability of investment

- projects. *International Journal of Engineering Management and Economics*, 5(1/2), 19. <https://doi.org/10.1504/ijeme.2015.069887>
- De Luca, A. I., Iofrida, N., Leskinen, P., Stillitano, T., Falcone, G., Strano, A., & Gulisano, G. (2017). Life cycle tools combined with multi-criteria and participatory methods for agricultural sustainability: Insights from a systematic and critical review. *Science of the Total Environment*, 595, 352–370. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.284>
- de Nardi, I. R., Del Nery, V., Amorim, A. K. B., dos Santos, N. G., & Chimenes, F. (2011). Performances of SBR, chemical–DAF and UV disinfection for poultry slaughterhouse wastewater reclamation. *Desalination*, 269(1–3), 184–189. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.060>
- Debik, E., & Coskun, T. (2009). Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. *BIORESOURCES TECHNOLOGY*, 100(11), 2777–2782. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.058>
- Del Nery, V, Damianovic, M. H. Z., Moura, R. B., Pozzi, E., Pires, E. C., & Foresti, E. (2016). Poultry slaughterhouse wastewater treatment plant for high quality effluent. *Water Science and Technology*, 73(2), 309–316. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.494>
- Del Nery, V, Damianovic, M. H. Z., Pozzi, E., de Nardi, I. R., Caldas, V. E. A., & Pires, E. C. (2013). Long-term performance and operational strategies of a poultry slaughterhouse waste stabilization pond system in a tropical climate. *RESOURCES CONSERVATION AND RECYCLING*, 71, 7–14. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.006>
- Del Nery, Valéria, de Nardi, I. R., Damianovic, M. H. R. Z., Pozzi, E., Amorim, A. K. B., & Zaiat, M. (2007). Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. *Resources, Conservation and Recycling*, 50(1), 102–114. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.06.001>
- Del Nery, Valéria, Pozzi, E., Damianovic, M. H. R. Z., Domingues, M. R., & Zaiat, M. (2008). Granules characteristics in the vertical profile of a full-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. *Bioresource Technology*, 99(6), 2018–2024. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.019>
- Del Pozo, R., & Diez, V. (2005). Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for

- slaughterhouse wastewater treatment. *WATER RESEARCH*, 39(6), 1114–1122.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.013>
- del Pozo, R., Diez, V., & Beltran, S. (2000). Anaerobic pre-treatment of slaughterhouse wastewater using fixed-film reactors. *Bioresource Technology*, 71(2), 143–149.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)90065-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)90065-2)
- Diaz, A., Reyes, T., & Baumgartner, R. J. (2022). Resources , Conservation & Recycling Implementing circular economy strategies during product development. *Resources, Conservation & Recycling*, 184(November 2022), 106344.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106344>
- Dick, M., Abreu Da Silva, M., & Dewes, H. (2015). Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 96, 426–434. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.080>
- Du, T., He, H., Zhang, Q., Lu, L., Mao, W., & Zhai, M. (2022). Positive effects of organic fertilizers and biofertilizers on soil microbial community composition and walnut yield. *Applied Soil Ecology*, 175(July 2021), 104457.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104457>
- Dutta, D., Singh, V. K., Upadhyay, P. K., Meena, A. L., Kumar, A., Mishra, R. P., Dwivedi, B. S., Shukla, A. K., Yadav, G. S., Tewari, R. B., Kumar, V., Kumar, A., & Panwar, A. S. (2022). Long-term impact of organic and inorganic fertilizers on soil organic carbon dynamics in a rice- wheat system. *Land Degradation and Development, March*, 1–16. <https://doi.org/10.1002/ldr.4267>
- Eftaxias, A., Diamantis, V., & Aivasidis, A. (2018). Anaerobic digestion of thermal pre-treated emulsified slaughterhouse wastes (TESW): Effect of trace element limitation on process efficiency and sludge metabolic properties. *Waste Management*, 76, 357–363. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.032>
- Embrapa. (2018). Futuro da Agricultura Brasileira. In *Embrapa*.
<https://www.embrapa.br/visao/trajetoria-da-agricultura-brasileira>
- FAO & ITPS. (2015). Intergovernmental Technical Panel on Soils. Status of the World's Soil Resources. In *Intergovernmental Technical Panel on Soils*.
<http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>
- Farzadkia, M., Vanani, A. F., Golbaz, S., Sajadi, H. S., & Bazrafshan, E. (2016). Characterization and evaluation of treatability of wastewater generated in khuzestan livestock slaughterhouses and assessing of their wastewater treatment systems. *Global Nest Journal*, 18(1), 108–118.

- Fasusi, O. A., Cruz, C., & Babalola, O. O. (2021). Agricultural sustainability: Microbial biofertilizers in rhizosphere management. *Agriculture (Switzerland)*, 11(2), 1–19. <https://doi.org/10.3390/agriculture11020163>
- Fernández-Delgado, M., Amo-Mateos, E. del, Lucas, S., García-Cubero, M. T., & Coca, M. (2020). Recovery of organic carbon from municipal mixed waste compost for the production of fertilizers. *Journal of Cleaner Production*, 265. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121805>
- Garduño-Pineda, L., Linares-Hernández, I., Solache-Ríos, M. J., Teutli-Sequeira, A., & Martínez-Miranda, V. (2019). Removal of inorganic chemical species and organic matter from slaughterhouse wastewater via calcium acetate synthesized from eggshell. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 54(4), 295–305. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1548190>
- Ge, Y., & Zhi, Q. (2016). Literature review: The green economy, clean energy policy and employment. *Energy Procedia*, 88, 257–264. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.06.159>
- Giraudó, M. E. (2020). Dependent development in South America: China and the soybean nexus. *Journal of Agrarian Change*, 20(1), 60–78. <https://doi.org/10.1111/joac.12333>
- Guares, S. A., Lima, J. D. de, & Oliveira, G. A. (2021). Techno-economic model to appraise the use of cattle manure in biodigesters in the generation of electrical energy and biofertilizer. *Biomass and Bioenergy*, 150(April), 106107. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106107>
- Gürel, L., & Büyükgüngör, H. (2011). Treatment of slaughterhouse plant wastewater by using a membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, 64(1), 214–219. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.677>
- Herbes, C., Roth, U., Wulf, S., & Dahlin, J. (2020). Economic assessment of different biogas digestate processing technologies: A scenario-based analysis. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120282. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120282>
- Hopson, M. N., & Fowler, L. (2022). An analysis of and recommendations for comprehensive state water recycling policy strategies in the U.S. *Resources, Conservation and Recycling*, 183(March), 106356. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106356>
- Hörtenhuber, S., Piringner, G., Zollitsch, W., Lindenthal, T., & Winiwarter, W. (2014).

- Land use and land use change in agricultural life cycle assessments and carbon footprints - The case for regionally specific land use change versus other methods. *Journal of Cleaner Production*, 73, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.027>
- Huang, J., Tichit, M., Poulot, M., Darly, S., Li, S., Petit, C., & Aubry, C. (2015). Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management*, 149, 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.020>
- Innalegwu, D. A., Oluwaseun, F. A., Arun, G., Olanrewaju, B. O., Omolola, A., Stacey, F., Frank, B. A., Vuyo, M., Marshall, K., & Ashwil, K. (2022). Biofertilizer: The Future of Food Security and Food Safety. *Microorganisms*, 10(6), 1220. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10061220>
- Itelima, J. U., Bang, W. J., Onyimba, I. A., Sila, M. D., & Egber, O. J. (2018). Bio-fertilizers as Key Player in Enhancing Soil Fertility and Crop Productivity: A Review. *Journal of Microbiology*, 2(1), 74–83.
- Jensen, P. D., Sullivan, T., Carney, C., & Batstone, D. J. (2014). Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*, 136, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.009>
- Jurgutis, L., Šlepetienė, A., Šlepetys, J., & Cesevičienė, J. (2021). Towards a full circular economy in biogas plants: Sustainable management of digestate for growing biomass feedstocks and use as biofertilizer. *Energies*, 14(14). <https://doi.org/10.3390/en14144272>
- Kefalew, T., & Lami, M. (2021). Biogas and bio-fertilizer production potential of abattoir waste: implication in sustainable waste management in Shashemene City, Ethiopia. *Heliyon*, 7(11), e08293. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08293>
- Kibler, K. M., Reinhart, D., Hawkins, C., Motlagh, A. M., & Wright, J. (2018). Food waste and the food-energy-water nexus: A review of food waste management alternatives. *Waste Management*, 74, 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.014>
- Kist, L. T., El Moutaqi, S., & Machado, E. L. (2009). Cleaner production in the management of water use at a poultry slaughterhouse of Vale do Taquari, Brazil: a case study. *JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION*, 17(13), 1200–1205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.04.006>

- Komarek, A. M., De Pinto, A., & Smith, V. H. (2020). A review of types of risks in agriculture: What we know and what we need to know. *Agricultural Systems*, 178(October 2019), 102738. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102738>
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., McKenna, B. A., & Lombi, E. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132(August), 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>
- Kreutz, C., Carvalho, K. Q. de, Passig, F. H., Belini, A. D., Cordovil, C. S. de C. M. dos S., & Gomes, S. D. (2018). Impact of the hydraulic loading rate on the hydrodynamic characteristics of an anaerobic fixed bed reactor treating cattle slaughterhouse wastewater. *Engenharia Agrícola*, 38(3), 403–410. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v38n3p403-410/2018>
- Lopes, V. C., Parente, L. L., Baumann, L. R. F., Miziara, F., & Ferreira, L. G. (2020). Land-use dynamics in a Brazilian agricultural frontier region, 1985-2017. *Land Use Policy*, 97(May 2019), 104740. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104740>
- López, A. L., Rodríguez, R. V., & Romero, D. C. M. (2010). *Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. October 2014*, 37–41. <https://doi.org/10.1080/09593330903470693>
- Louvet, J. N., Homeky, B., Casellas, M., Pons, M. N., & Dagot, C. (2013). Monitoring of slaughterhouse wastewater biodegradation in a SBR using fluorescence and UV-Visible absorbance. *CHEMOSPHERE*, 91(5), 648–655. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.011>
- Madeira, A. P., Beneditto, D., Doutor, S. S., & Zoologia, E. (2021). Brazilian Journal of Development. *Brazilian Journal of Development*, 7, 73015–73024.
- Mahanty, T., Bhattacharjee, S., Goswami, M., Bhattacharyya, P., Das, B., Ghosh, A., & Tribedi, P. (2017). Biofertilizers: a potential approach for sustainable agriculture development. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 3315–3335. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8104-0>
- Marcos, A., Al-Kassir, A., López, F., Cuadros, F., & Brito, P. (2012). Environmental treatment of slaughterhouse wastes in a continuously stirred anaerobic reactor: Effect of flow rate variation on biogas production. *Fuel Processing Technology*, 103, 178–182. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.12.035>
- MAPA - Ministério da Agricultura. 2018. S.I.F. - Federal Inspection Service. Departamento de Inspeção de Produtos de Origem Animal .
- Marder, M., Konrad, O., Ilha, V., & Granada, C. E. (2019). Biogas production from

- slaughterhouse wastewaters and use of biofertilizer obtained for biodegradation of aromatic hydrocarbons. *Environmental Quality Management*, 29(2), 97–104. <https://doi.org/10.1002/tqem.21669>
- Masse, D. I., & Masse, L. (2000). Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. *CANADIAN AGRICULTURAL ENGINEERING*, 42(3), 139–146.
- Meena, M. D., Narjary, B., Sheoran, P., Jat, H. S., Joshi, P. K., & Chinchmalatpure, A. R. (2022). Changes in physical and chemical properties of saline soil amended with municipal solid waste compost and chemical fertilizers in a mustard–pearl millet cropping system. *Land Degradation and Development*, August 2021, 1677–1688. <https://doi.org/10.1002/ldr.4256>
- Meiramkulova, K., Zhumagulov, M., Saspugayeva, G., Jakupova, Z., & Mussimkhan, M. (2019). Treatment of poultry slaughterhouse wastewater with combined system. *Potravinarstvo Slovak Journal of Food Sciences*, 13(1), 706–712. <https://doi.org/10.5219/1147>
- Menegassi, L. C., Rossi, F., Dominical, L. D., Tommaso, G., Montes, C. R., Gomide, C. A., & Gomes, T. M. (2020). Reuse in the agro-industrial: Irrigation with treated slaughterhouse effluent in grass. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119698. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119698>
- Menezes Lima, J. A., Correa Magalhães Filho, F. J., Constantino, M., & Formagini, E. L. (2020b). Techno-economic and performance evaluation of energy production by anaerobic digestion in Brazil: bovine, swine and poultry slaughterhouse effluents. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123332. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123332>
- Mercure, J. F., Paim, M. A., Bocquillon, P., Lindner, S., Salas, P., Martinelli, P., Berchin, I. I., de Andrade Guerra, J. B. S. O., Derani, C., de Albuquerque Junior, C. L., Ribeiro, J. M. P., Knobloch, F., Pollitt, H., Edwards, N. R., Holden, P. B., Foley, A., Schaphoff, S., Faraco, R. A., & Vinuales, J. E. (2019). System complexity and policy integration challenges: The Brazilian Energy- Water-Food Nexus. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 105(February), 230–243. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.045>
- Montoya, M. A., & Finamore, E. B. (2020). Os recursos hídricos no agronegócio brasileiro: Uma análise insumo-produto do uso, consumo, eficiência e intensidade.

- Revista Brasileira de Economia*, 74(4), 441–464. <https://doi.org/10.5935/0034-7140.20200021>
- Musa, M. A., Idrus, S., Harun, M. R., Tuan Mohd Marzuki, T. F., & Abdul Wahab, A. M. (2019). A Comparative Study of Biogas Production from Cattle Slaughterhouse Wastewater Using Conventional and Modified Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(1), 283. <https://doi.org/10.3390/ijerph17010283>
- Nery, V Del, Damianovic, M. H. Z., & Barros, F. G. (2001). *The use of upflow anaerobic sludge blanket reactors in the treatment of poultry slaughterhouse wastewater*. October, 83–88.
- Njoya, M., Basitere, M., & Ntwampe, S. K. O. (2019). Analysis of the characteristics of poultry slaughterhouse wastewater (PSW) and its treatability. *Water Practice and Technology*, 14(4), 959–970. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.077>
- Park, S., Yoon, Y. M., Han, S. K., Kim, D., & Kim, H. (2017). Effect of hydrothermal pre-treatment (HTP) on poultry slaughterhouse waste (PSW) sludge for the enhancement of the solubilization, physical properties, and biogas production through anaerobic digestion. *Waste Management*, 64, 327–332. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.004>
- Paula, F. R. de, Gerhard, P., Ferraz, S. F. de B., & Wenger, S. J. (2018). Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. *Ecological Indicators*, 85(October 2017), 1181–1191. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.061>
- Pavinato, P. S., Rocha, G. C., Cherubin, M. R., Harris, I., Jones, D. L., & Withers, P. J. A. (2020). Map of total phosphorus content in native soils of Brazil. *Scientia Agricola*, 78(6), 1–5. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2020-0077>
- Peruchi Trevisan, D., da Conceição Bispo, P., Almeida, D., Imani, M., Balzter, H., & Eduardo Moschini, L. (2020). Environmental vulnerability index: An evaluation of the water and the vegetation quality in a Brazilian Savanna and Seasonal Forest biome. *Ecological Indicators*, 112(August 2019), 106163. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106163>
- Pierson, J. A., & Pavlostathis, S. G. (2000). *Real-Time Monitoring and Control of Sequencing Batch Reactors for Secondary Treatment of a Poultry Processing Wastewater*. October.

- Pozo, R. Del, & Diez, V. (2003). *Organic matter removal in combined anaerobic – aerobic fixed-film bioreactors*. 37, 3561–3568. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00273-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00273-2)
- Rajab, A. R., Salim, M. R., Sohaili, J., Anuar, A. N., Salmiati, & Lakkaboyana, S. K. (2017). Performance of integrated anaerobic/aerobic sequencing batch reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 313, 967–974. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.144>
- Rajakumar, R., Meenambal, T., Saravanan, P. M., & Ananthanarayanan, P. (2012). Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings. *Bioresource Technology*, 103(1), 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.030>
- Rigotto, R. M., Santos, V. P., & Costa, A. M. (2022). *Territórios tradicionais de vida e as zonas de sacrifício do agronegócio no Cerrado Traditional life territories and the agribusiness sacrifice zone in the*. 13–27. <https://doi.org/10.1590/0103-11042022E201>
- Rinquest, Z., Basitere, M., Ntwampe, S. K. O., & Njoya, M. (2019). Poultry slaughterhouse wastewater treatment using a static granular bed reactor coupled with single stage nitrification-denitrification and ultrafiltration systems. *Journal of Water Process Engineering*, 29. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.018>
- Salmon, G., Zegar, E., Vázquez-Rowe, I., González, F., del Castillo, L., Saravia, G. R., Graves, A., Rey, D., & Knox, J. W. (2020). Water-related challenges in nexus governance for sustainable development: Insights from the city of Arequipa, Peru. *Science of the Total Environment*, 747, 141114. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141114>
- Santos, R. F. dos. (2007). VULNERABILIDADE AMBIENTAL. In *Brasília:MMA* (MMA, Vol. 13, Issue April).
- Santos, H. G., Dos; Jacomine, P. K. T., Dos Anjos, L. H. C., De Oliveira, V. Á., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., De Almeida, J. A., Araújo Filho, J. C., De Oliveira, J. B., & Cunha, T. J. F. (2018). Sistema brasileiro de classificação de solos. In *Embrapa Solos* (5ª edição, p. 355). Embrapa.
- Schielein, J., & Börner, J. (2018). Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 76(April), 81–94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.052>
- Schneider, U. A., Havlík, P., Schmid, E., Valin, H., Mosnier, A., Obersteiner, M.,

- Böttcher, H., Skalský, R., Balkovič, J., Sauer, T., & Fritz, S. (2011). Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. *Agricultural Systems*, 104(2), 204–215. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2010.11.003>
- Singh, Y. P., Mishra, V. K., Arora, S., Dagar, J. C., & Lal, K. (2022). Restoration of degraded sodic soils through silvipastoral systems in the Indo-Gangetic Plains. *Land Degradation and Development*, 33(9), 1459–1473. <https://doi.org/10.1002/ldr.4222>
- Sparovek, G., Barretto, A. G. D. O. P., Matsumoto, M., & Berndes, G. (2015). Effects of Governance on Availability of Land for Agriculture and Conservation in Brazil. *Environmental Science and Technology*, 49(17), 10285–10293. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01300>
- Sparovek, G., Guidotti, V., Pinto, L. F. G., Berndes, G., Barretto, A., & Cerignoni, F. (2018). Asymmetries of cattle and crop productivity and efficiency during Brazil's agricultural expansion from 1975 to 2006. *Elementa*, 6. <https://doi.org/10.1525/elementa.187>
- Stanchev, P., Vasilaki, V., Egas, D., Colon, J., Ponsá, S., & Katsou, E. (2020). Multilevel environmental assessment of the anaerobic treatment of dairy processing effluents in the context of circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 261. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121139>
- Sunada, N. S., Orrico, A. C. A., Orrico Júnior, M. A. P., Junior, F. M. V, Garcia, R. G., & Fernandes, A. R. M. (2012). Potential of biogas and methane production from anaerobic digestion of poultry slaughterhouse effluent. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 41(11), 2379–2383. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982012001100013>
- Unay-Gailhard, Í., & Bojnec, Š. (2019). The impact of green economy measures on rural employment: Green jobs in farms. *Journal of Cleaner Production*, 208, 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.160>
- Van Der Werf, H. M. G., Garnett, T., Corson, M. S., Hayashi, K., Huisingh, D., & Cederberg, C. (2014). Towards eco-efficient agriculture and food systems: Theory, praxis and future challenges. *Journal of Cleaner Production*, 73, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.017>
- Vlachokostas, C., Achillas, C., Agnantiaris, I., Michailidou, A. V., Pallas, C., Feleki, E., & Moussiopoulos, N. (2020). Decision Support System to Implement Units of Alternative Biowaste Treatment for Producing Bioenergy and Boosting Local Bioeconomy. *Energies*, 13(9), 2306. <https://doi.org/10.3390/en13092306>

- Will Geray. (2016). *Geocoding With Google Sheets*.
<https://willgeary.github.io/data/2016/11/04/Geocoding-with-Google-Sheets.html>
- Yaakob, M. A., Mohamed, R. M. S. R., Al-Gheethi, A. A. S., & Kassim, A. H. M. (2018). Characteristics of chicken slaughterhouse wastewater. *Chemical Engineering Transactions*, 63, 637–642. <https://doi.org/10.3303/CET1863107>
- Yazdani, M., Gonzalez, E. D. R. S., & Chatterjee, P. (2019). A multi-criteria decision-making framework for agriculture supply chain risk management under a circular economy context. *Management Decision*. <https://doi.org/10.1108/MD-10-2018-1088>
- Zonderland-Thomassen, M. A., Lieffering, M., & Ledgard, S. F. (2014). Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: water scarcity and eutrophication impacts. *Journal of Cleaner Production*, 73, 253–262. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.025>

CONSIDERAÇÕES FINAIS, LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS

O mapeamento reforça que há soluções possíveis para o agronegócio pautado nas potencialidades, que tendem ser levados em consideração em futuros estudos e planejamentos estratégicos de desenvolvimento sustentável e econômico.

Esse trabalho reforça o que o Brasil aponta como seu principal diferencial, a disponibilidade de recursos naturais, cuja sua diversidade seja produtiva e econômica aponta para uma integração dos setores estratégicos. Abaixo são apontados os destaques identificados por setor:

Setor econômico:

- Envolver as questões estratégicas de desenvolvimento alicerçadas no conceito *nexus* e da economia circular;
- Promoção de medidas incentivando ao uso de resíduos como insumo em âmbito local, microrregional e regional;
- Apontando alternativas para a diminuição da dependência externa de insumos sintéticos;

Setor elétrico:

- Mostra de potencial de medida alternativa para a complementação à matriz hidrelétrica e termelétrica, auxiliando no alívio tarifário.
- Segurança elétrica, devido a geração constante de efluentes nas agroindústrias.

Setor agropecuário e ambiental:

- Promoção de campanhas de produção limpa e autossuficiente com boas políticas de gestão ambiental e comercial e parcerias entre os produtores e os frigoríficos.

- Os benefícios do uso de biofertilizantes que podem contribuir com a manutenção ou aumento do estoque de carbono no solo, além de dispor de elevado teor de água, sendo de grande importância para o fornecimento de úmida no solo.

Limitações e recomendações futuras

São reconhecidas algumas limitações na pesquisa, diante das características estruturais, da metodologia adotada e da escala de estudo. Abaixo são apontadas as limitações identificadas:

- O uso de constantes empíricas (desenvolvidas para esgoto doméstico) para a obtenção da concentração após o tratamento anaeróbio Equação 1 (item 1.1.2.1)
- O nível de detalhamento, devido a escala do estudo. Não sendo considerado de maneira discriminada quais as culturas das áreas de lavoura, bem como, a diferenciação de florestas plantadas e naturais e a pontuação adotada para cada condição de demanda, caracterizando pontos de incertezas;
- A não avaliação qualitativa e de quantificação de volume de biofertilizantes e biossólidos por unidade de abate ou porte de abatedouro;
- A superficialidade do estudo no que diz respeito a segurança alimentar e legislações vigentes visando a segurança com relação a alimentos que possam ser consumidos in natura/cru, no que diz respeito a aplicação dos biofertilizantes ou biossólidos no solo;
- A superficialidade nos aspectos da caracterização químicas dos subprodutos como fármacos e metais pesados.

Ficando esses itens como sugestões de estudos futuros.

APÊNDICES

Origem	Local	T (°C)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	NTK (mg/L)	NH3-N (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L)	O&G (mg/L)	Referência
Bovino	IRÃ	-	2543 ± 1.2	5817 ± 473	-	137 ± 12	-	-	-	3247 ± 845	7.31 ± 0.12	-	-	(BAZRAFISHAN <i>et al.</i> , 2012)
	Canadá	-	0.15 - 0.4635	500 - 15900	50 - 841	-	-	25 - 200	-	270-6400	4.9 - 8.10	-	-	(BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015b)
	IRÃ - Ahvaz	-	2611 ± 656	4852 ± 515	-	-	-	-	-	1764 ±339	6.8 ± 0.6	-	-	(FARZADKIA <i>et al.</i> , 2016)
	IRÃ - Dezful	-	1567 ± 115	4550 ± 270	-	-	-	-	-	1864 ±50	6.7 ± 0.3	-	-	
	IRÃ - Shushtar	-	1224 ± 185	3823 ± 452	-	-	-	-	-	1481 ±244	6.9 ± 0.9	-	-	
	Turquia	-	-	114 – 1033	82 –127	-	-	8 – 23	1253 –1413	980–1150	8.0–8.5	-	-	(GÜREL; BÜYÜKGÜNGÖR, 2011)
	Espanha	-	2035 –4200	3979 –7125	-	54.7 –99.8	5.5 –61.8	53.9 –91.7	-	284–2660	6.24 –7.85	366 – 512	-	AGUILAR <i>et al.</i> , (2002)
	Brasil	-	1300 -2300	2000-6200	-	-	20 - 30	15-40	-	850-6300	6.3 - 6.6	-	40 ± 600	(CAIXETA; CAMMAROTA; XAVIER, 2002)
	Malásia	27.6 ± 0.5	17158 ± 95	32000 ± 112	1865 ± 18	-	38 ± 1	-	-	22300 ± 212	6.9 ± 0.8	582 ± 14	1024 ± 34	(MUSA <i>et al.</i> , 2019)
	França	-	3550	5592	214	-	-	-	-	3300	7.4	-	-	(LOUVET <i>et al.</i> , 2013)
		-		5936	334	-	-	-	-	5800	6.6	-	-	
		-	3450	7020	300	-	-	-	-	3600	7.7	-	-	
		-	4365	11750	315	-	-	-	-	4200	7.2	-	-	
	Espanha	-	12420	40500	1270	-	-	-	-	-	6.51	1100	-	(MARCOS <i>et al.</i> , 2012)
	Brasil	25.2 ± 0.6	-	965 ± 107	-	-	-	-	2840 ± 1797	573 ± 611	6.9 ± 0.6	536 ± 379	-	(KREUTZ <i>et al.</i> , 2018)
	Austrália	-	-	12893 ± 6052	245 ± 44	-	-	53 ± 12	8396 ± 4160	-	-	-	2332 ± 416	(JENSEN <i>et al.</i> , 2014)
		-	-	10800 ± 2647	260 ± 140	-	-	30 ± 9	7530 ± 1436	-	-	-	3350 ± 962	
		-	-	12460 ± 2874	438 ± 131	-	-	56 ± 15	7400 ± 1330	-	-	-	1200 ± 510	
		-	-	10,925 ± 2403	272 ± 39	-	-	47 ± 8	6118 ± 954	-	-	-	1569 ± 674	
	Grécia	-	-	18 ± 37		9.02 ±1.23	-	-	96 ± 2.4	-	6.33 ± 0.19	-	-	(EFTAXIAS; DIAMANTIS; AIVASIDIS, 2018)

Origem	Local	T (°C)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	NTK (mg/L)	NH3-N (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L)	O&G (mg/L)	Referência
Suíno	Canadá	-	-	8627 ± 1669	-	593 ± 95	169 ± 66	-	5748 ± 823	2099 ± 622	6.9 ± 0.2	906 ± 157	-	(MASSE; MASSE, 2000)
		-	-	1510	-	174	41	-	2244	957	6.7	333	-	
		-	-	2605	-	271	154	-	2727	736	7.2	333	-	
		-	-	2817	-	372	99	-	3862	1348	6.5	333	-	
		-	-	778	-	90	19	-	2747	877	4.9	83	-	
		-	-	1250	-	158	20	-	2481	1431	6.5	250	-	
	México	-	1708	4472	-	-	447.5	-	-	1013	7.73	1704	-	(GARDUÑO-PINEDA <i>et al.</i> , 2019)
Aves	Brasil	28.3 ± 7.3	732.7 ± 62.8	912.0 ± 82.1	-	96.9 ± 7.3	47.0 ± 2.4	8.8 ± 0.5	-	362.2 ± 55.9	7.0 ± 0.1	-	-	GERBER <i>et al.</i> , 2017
	Espanha	-	600 ± 1700	1100 ± 3400	-	100 ± 300	-	-	-	600 ± 1900	-	-	-	(DEL POZO; DIEZ; BELTRAN, 2000)
	Turquia	-	1123	2171	-	-	-	9.65	-	-	6.73	-	-	(BAYAR <i>et al.</i> , 2011)
	Índia	-	750 -1890	3000 -4800	-	109 -325	16 - 165	16 - 32	-	300 - 950	7 - 7.6	600 - 1340	-	(RAJAKUMAR <i>et al.</i> , 2012)
	Brasil	-	2133 ± 373	4060 ± 687	-	169 ± 71	57 ± 29	-	-	-	6.8 –7.8	-	-	(DEL NERY <i>et al.</i> , 2016)
	Brasil	-	2025 ± 352	3124 ± 594	-	-	-	-	-	861 ± 204	-	-	-	(DE NARDI <i>et al.</i> , 2011)
	Brasil	-	834 –3186	1790 – 4760	-	90 – 196	-	22 – 84	-	-	6.4 –7.8	-	-	(DEL NERY <i>et al.</i> , 2013)
	EUA	-	-	652 ± 208	-	-	8.7 ± 4.9	-	-	125 ± 51	5.8 ± 0.7	160 ± 136	-	(PIERSON; PAVLOSTATHIS, 2000)
	África do Sul	-	2875	4317	-	-	25.2	-	-	1580	5.6	170	-	(RINQUEST <i>et al.</i> , 2019)
	África do Sul	-	5132 ± 4549	8284 ± 7309	-	-	-	-	-	1750 ± 1124	-	-	-	(NJOYA; BASITERE; NTWAMPE, 2019)
	México	-	4524 -8700	5800 -11600	10.5 -11.15	-	6 - 95	7.17 -12.74	1082 -4558	726 -1462	6.1 - 7.1	7.5 - 12.1	-	(CHÁVEZ <i>et al.</i> , 2005)
	Malásia	29 ± 0.7	930 ± 96	2711 ± 487	153 ± 32	-	85 ± 3251	-	-	835 ± 162	6.8 ± 0.2	160 ± 21	-	(RAJAB <i>et al.</i> , 2017)
	México	-	5143	6363	-	-	46.6	-	-	4144	7.2	-	-	(LÓPEZ; RODRÍGUEZ; ROMERO, 2010)

Origem	Local	T (°C)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	NTK (mg/L)	NH3-N (mg/L)	PT (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L)	O&G (mg/L)	Referência
Aves	Espanha	-	610–1150	1190–2800	-	150–260	-	-	-	230–760	-	-	170	(DEL POZO; DIEZ, 2005)
	Turquia	-	-	6880 ± 1400	-	675 ± 110	335 ± 140	8.95 ± 3.15	-	2800 ± 950	6.85 ± 1.25	1315 ± 785	-	(DEBIK; COSKUN, 2009)
	Brasil	-	-	5253	-	540	-	-	-	1102	-	343	-	(NERY; DAMIANOVIC; BARROS, 2001)
	Espanha	-	200-650	400-1600	-	105-320	-	-	-	120-400	-	-	110	(POZO; DIEZ, 2003)
	Brasil	-	1780 ± 543	3102 ± 688	-	186 ± 27	39 ± 16	76 ± 36	2457 ± 332	1782 ± 301	6.5 - 7	-	375 ± 151	(DEL NERY <i>et al.</i> , 2007)
	Brasil	-	-	4137 ± 901	-	-	-	-	-	791 ± 194	-	-	-	(DEL NERY <i>et al.</i> , 2008)
	Brasil	-	990-2000	2373 - 2610	77.9-90.0	-	-	6.0-14.33	-	-	-	-	8.3- 17.6	(KIST; EL MOUTAQI; MACHADO, 2009)
	Brasil	-	-	2319.0	-	-	164.5	18.1	2000	-	6.7	-	-	(SUNADA <i>et al.</i> , 2012)
	Brasil	-	-	195 ± 62	-	123	-	-	1773 ± 423	110 ± 48	7.3- 8.2	1021 ± 343	26	(DE NARDI <i>et al.</i> , 2011)
	Malásia	-	875 ± 427.09	1301 ± 741.04	-	-	80.35 ± 33.44	-	-	589 ± 274.35	6.6 ± 0.42	-	2900.75 ± 887.06	(AZIZ <i>et al.</i> , 2018)
	Cazaquistão	-	-	1162	-	-	2.27	-	-	180	7.2	-	-	(MEIRAMKULOVA <i>et al.</i> , 2019)
	Malásia	-	1602 ± 242.7	5422.25 ± 2282.69	361.25 ± 215	-	-	-	-	-	8.02 ± 0.42	-	-	(YAAKOB <i>et al.</i> , 2018)
	Coréia do Sul	-	-	26800 ± 3040	-	-	-	-	-	-	6.5 ± 0.2	-	-	(PARK <i>et al.</i> , 2017)
	África do Sul	-	2477 ± 1347	5216 ± 2534	-	-	-	-	-	1654 ± 1695	6.13 - 7.24	499 ± 158	715 ± 506	(BASITERE <i>et al.</i> , 2019)