

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA
AMBIENTAL**

NAYARA FERNANDES DE MENDONÇA

Avaliação dos impactos ambientais associados à inserção do sistema de biodigestão anaeróbia ao processamento da vinhaça em biorrefinarias de cana-de-açúcar

SÃO CARLOS

2023

NAYARA FERNANDES DE MENDONÇA

Avaliação dos impactos ambientais associados à inserção do sistema de biodigestão anaeróbia ao processamento da vinhaça em biorrefinarias de cana-de-açúcar

Versão Corrigida

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Professor Doutor Marcelo Montañó

SÃO CARLOS

2023

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

F539a Fernandes de Mendonça, Nayara
 Avaliação dos impactos ambientais associados à
 inserção do sistema de biodigestão anaeróbia ao
 processamento da vinhaça em biorrefinarias de cana-de-
 açúcar / Nayara Fernandes de Mendonça; orientador
 Marcelo Montaña. São Carlos, 2023.

 Dissertação (Mestrado) - Programa de
 Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da
 Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São
 Carlos da Universidade de São Paulo, 2023.

 1. biodigestão anaeróbia. 2. avaliação de
 impacto. 3. vinhaça. 4. cana-de-açúcar. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **NAYARA FERNANDES DE MENDONÇA**.

Título da dissertação: "Avaliação dos impactos ambientais associados à inserção do sistema de biodigestão anaeróbica ao processamento da vinhaça em biorrefinarias de cana-de-açúcar".

Data da defesa: 15/02/2023.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Associado **Marcelo Montaña** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADA

Prof. Associado **Davi Gasparini Fernandes Cunha**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADA

Dr. **Lucas Tadeu Fuess**
(University of Galway/Irlanda)

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Titular **Marcelo Zaiat**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

DEDICATÓRIA

*A minha mãe e maior inspiração Angela Maria.
Aos meus avós Maria Aparecida e Romão Francisco.
Ao meu melhor amigo e companheiro Lucas Florêncio.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus.

Agradeço a minha família que é a minha base e o meu maior incentivo, a minha mãe Angela Maria que sempre foi minha melhor amiga e incentivadora, ao meu pai José Vicente e minha madrasta Maria Jacinta pelo apoio, incentivo e amor. Aos meus avós Maria Aparecida e Romão Francisco pelo amor incondicional e que sempre me deram apoio para que eu pudesse ter a educação que eles não puderam ter. A minha irmã Andreza que sempre acreditou em mim e sempre dizia que eu conseguiria conquistar os meus sonhos. Aos meus sobrinhos Pedro e Livia, que eles possam ver na educação uma forma de mudar o mundo.

Agradeço ao meu namorado Lucas Florêncio que me apoiou incondicionalmente nesta jornada, que foi incansável, que varou noites tralhando comigo, que deu “pitacos” e por ele ter transformado o meu sonho no dele também.

Aos meus sogros João Vicente e Suelene Alaíde, a minha cunhada Priscila Florêncio e ao Pedro Cury, por todo apoio e incentivo.

Ao meu orientador Mindu, Marcelo, Professor, Orientador pela paciência, pelos “n” horizontes abertos, por sempre se mostrar preocupado durante o conturbado período de pandemia, sem ele não teria dado certo, meu eterno agradecimento, assim, meu muito obrigada pelo jeito humano dele ter trabalhado.

Agradeço também o professor Marcelo Zaiat, pela proposta e por toda ajuda no mestrado. E a todos os professores e professoras do PPG-SEA.

Aos meus amigos que estiveram presentes de alguma forma, mas em especial ao Arthur Brandolin que começou uma jornada de muitos anos e que mesmo longe se fez presente. Ao querido professor Sadao do Ensino Médio, sem ele o sonho da universidade pública não teria sido possível, ademais a todos os professores e professoras que passaram pelo meu caminho.

A galera do SubNepa, que mesmo com a pandemia da COVID-19 deram um jeito de estarem presentes e sempre se mostraram dispostos a ajudar no que fosse possível, em especial ao Ed, a Ana, ao Zé, ao Wilker, a Tamires e também a Carina e ao Renan.

Ao Nelson e a toda equipe de funcionários da EESC pela disposição em ajudar.

A todos os profissionais que trabalharam arduamente na pandemia.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado.

“O ambiente humano e o ambiente natural degradam-se em conjunto; e não podemos enfrentar adequadamente a degradação ambiental se não prestarmos atenção às causas que têm a ver com a degradação humana e social”

Laudato Si’ – Papa Francisco

“Os progressos científicos mais extraordinários, as invenções técnicas mais assombrosas, o desenvolvimento econômico mais prodigioso, se não estiverem unidos a um progresso social e moral, voltam-se necessariamente contra o homem”

Discurso à FAO (1970) – Beato Papa João Paulo VI

“Só, na verdade, quem pensa certo, mesmo que, às vezes, pense errado, é quem pode ensinar a pensar certo. E uma das condições necessárias a pensar certo é não estarmos demasiados certos de nossas certezas”

“Gosto de ser gente porque, inacabado, sei que sou um ser condicionado, mas, consciente do inacabamento, sei que posso ir além dele”

Paulo Freire

RESUMO

MENDONCA, N. F. **Avaliação dos impactos ambientais associados à inserção do sistema de biodigestão anaeróbia ao processamento da vinhaça em biorrefinarias de cana-de-açúcar.** 2023. 144f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2023.

Os biocombustíveis têm sido globalmente explorados como alternativa de fontes renováveis, sendo o bioetanol um dos principais biocombustíveis automotivos empregados. O Brasil é um dos líderes mundiais na produção de bioetanol a partir da cana-de-açúcar. Uma das vantagens associadas à produção de bioetanol a partir de fontes renováveis remete ao potencial para redução de emissões de gases de efeito estufa, especialmente quando comparadas ao uso de combustíveis fósseis. Entretanto, sabe-se que as biorrefinarias produzem quantidades consideráveis de águas residuárias, como a vinhaça. A vinhaça devido as suas características quando utilizada de forma indiscriminada e a longo prazo pode causar diversos impactos ambientais como: salinização do solo, sodificação do solo, contaminação de águas subterrâneas, entre outros. Nesta pesquisa buscou-se analisar alternativas para eliminação e minimização de impactos ambientais associados à vinhaça, de modo a avaliar os potenciais impactos ambientais relacionados à inserção da biodigestão anaeróbia como alternativa de tratamento da vinhaça. Para isso analisou-se dois cenários, um de referência, do qual se considera a prática mais comum de uso da vinhaça – a fertirrigação com vinhaça *in natura*. E um segundo cenário, que é o objeto do trabalho – a fertirrigação com vinhaça biodigerida e uso do biogás para geração de energia elétrica. Tratou-se de um estudo analítico exploratório, com aplicação de uma matriz de ponderação de impactos relacionando o cenário de referência e o cenário de interesse. Concluindo que a biodigestão anaeróbia contribui para a redução de diversos impactos atribuídos às características físico-químicas da vinhaça biodigerida e que, conseqüentemente, reduz alguns impactos ambientais, como acidificação do solo e água, minimização na emissão de odores e redução da toxicidade por sulfato. No entanto, deve-se atentar para algumas emissões NO_x e SO_x devido ao seu caráter altamente poluente e que são acentuadas no cenário de interesse. No entanto, apesar de muitos parâmetros terem significativa melhora com o processo anaeróbio, muitos impactos ainda ficam na iminência de ocorrer, assim, a biodigestão anaeróbia como forma de tratamento para águas residuárias, sobretudo a vinhaça, deve ser repensada pelos tomadores de decisão, visto que muitos parâmetros ultrapassam ou ficam no limite dos regulamentos vigentes podendo causar impactos significativos. Nesta pesquisa optou-se por um olhar genérico em relação à indústria sucroalcooleira, no entanto, é primordial

considerar em outros estudos as características edafoclimáticas e como os parâmetros dos coprodutos da biodigestão anaeróbia se comportam em um cenário específico.

Palavras-chave: Biodigestão anaeróbia. Impacto ambiental. Vinhaça. Cana-de-açúcar.

ABSTRACT

MENDONÇA, N. F. **Evaluation of the environmental impacts associated with the insertion of the anaerobic biodigestion system to the processing of vinasse in sugarcane biorefineries.** 2023. 144f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2023.

Biofuels have been globally explored as an alternative from renewable sources, being bioethanol one of the main automotive biofuels employed. Brazil is one of the world leaders in the production of bioethanol from sugarcane. One of the advantages associated with the production of bioethanol from renewable sources refers to the potential for reducing greenhouse gas emissions, especially when compared to the use of fossil fuels. However, it is known that biorefineries produce considerable amounts of wastewater, such as vinasse. The vinasse due to its characteristics when used indiscriminately and in the long term can cause various environmental impacts such as: soil salinization, soil sodification, groundwater contamination, among others. This research sought to analyze alternatives for elimination and minimization of environmental impacts associated with vinasse, in order to evaluate the potential environmental impacts related to the insertion of anaerobic biodigestion as an alternative treatment of vinasse. For this we analyzed two scenarios, one of reference, which is considered the most common practice of using vinasse - fertigation with vinasse in natura. And a second scenario, which is the object of the work - fertigation with biodigested vinasse and use of biogas for electricity generation. This was an exploratory analytical study, with application of an impact weighting matrix relating the reference scenario and the scenario of interest. Concluding that anaerobic biodigestion contributes to the reduction of several impacts attributed to the physicochemical characteristics of biodigested vinasse and, consequently, reduces some environmental impacts, such as soil and water acidification, emission and reduction of sulfate toxicity. However, attention should be paid to some NO_x and SO_x emissions due to their highly polluting character and which are accentuated in the scenario of interest. However, although many parameters have significant improvement with the anaerobic process, many impacts are still imminent, thus, anaerobic biodigestion as a form of treatment for wastewater, especially vinasse, should be rethought by decision makers, since many parameters exceed or remain within the limits of current regulations and may cause significant impacts. In this research we opted for a generic look in relation to the sugar-alcohol industry, however, it is essential to consider in other studies the edaphoclimatic characteristics and how the parameters of the co-products of anaerobic biodigestion behave in a specific scenario.

Keywords: Anaerobic digestion. Environmental impact. Vinasse. Sugar cane

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Representação do conceito de impacto ambiental	27
Figura 2: Potencial de impacto ambiental	30
Figura 3: Série histórica de produção de cana-de-açúcar no Brasil (2005 - 2022)	32
Figura 4: Mapa da distribuição geográfica das Usinas Sucroalcooleiras	33
Figura 5: Comparação dos princípios básicos da refinaria de petróleo e da biorrefinaria	34
Figura 6: Possibilidade de rota em uma biorrefinaria de cana-de-açúcar	35
Figura 7: Diagrama simplificado para possíveis cenários de utilização dos coprodutos gerados de um sistema anaeróbio.....	40
Figura 8: Processos de bioconversão anaeróbia da matéria orgânica	41
Figura 9: Esquema dos usos mais relevantes para os coprodutos da biodigestão anaeróbia da vinhaça.....	44
Figura 10: Esquema simplificado do cenário de pesquisa	45
Figura 11: Nutrientes essenciais para a cana-de-açúcar	47
Figura 12: Uso de fertilizantes na cana-planta [g/m ³ etanol]	48
Figura 13: Potencial de energia elétrica a partir do biogás	53
Figura 14: Síntese metodológica	57
Figura 15: Ilustração do cenário com uso da vinhaça in natura para fertirrigação	58
Figura 16: Sistema de irrigação da vinhaça do tipo alimentado por canais (canal + motobomba)	59
Figura 17: Sistema de transporte e irrigação da vinhaça com caminhão tanque.....	59
Figura 18: Sistema de irrigação do tipo rodotrem + motobomba	60
Figura 19: Ilustração do cenário com biodigestão anaeróbia com geração de energia elétrica	61
Figura 20: Fases de uma revisão bibliográfica efetiva.....	62
Figura 21: Representação gráfica da média e desvio padrão	64
Figura 22: Relação causa e efeito.....	65
Figura 23: Sistematização dos tipos de abordagem para detecção das relações causais.....	65
Figura 24: Elementos do diagrama de loop causal (CLD)	67
Figura 25: Desvio padrão das concentrações de potássio para VN e VBD	71
Figura 26: Desvio padrão do pH da VN e VBD	73
Figura 27: Desvio padrão da concentração de nitrogênio total da VN e VBD [mg/L].....	79

Figura 28: Desvio padrão da concentração de nitrogênio amoniacal da VN e VBD [mg/L] .	80
Figura 29: Emissões cumulativas de metano no solo ao longo de 90 dias.....	89
Figura 30: Emissões cumulativas de dióxido de carbono no solo ao longo de 90 dias	90
Figura 31: Emissões cumulativas de óxido nitroso no solo ao longo de 90 dias	90
Figura 32: Raio Econômico de aplicação de vinhaça	98
Figura 33: Ilustração do processo de lixiviação	102
Figura 34: Produção da Cana-de-Açúcar no Estado de São Paulo em 2015.....	104
Figura 35: Distribuições das concentrações de nitrato (N-NO ₃) nas águas subterrâneas do Estado de São Paulo	105
Figura 36: Diagrama de causalidade dos impactos no solo no Cenário de Interesse.....	111
Figura 37: Diagrama de causalidade das emissões atmosféricas referentes ao Cenário de Interesse	112
Figura 38: Diagrama de causalidade referente aos impactos em corpos hídricos no Cenário de Interesse	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Definição de conceitos ambientais	28
Tabela 2: Composição química da vinhaça para diferentes mostos	37
Tabela 3: Potenciais impactos adversos da fertirrigação com vinhaça	38
Tabela 4: Eficiência de remoção de DQO relacionada ao tratamento anaeróbio da vinhaça..	46
Tabela 5: Caracterização físico-química da vinhaça in natura e vinhaça biodigerida	49
Tabela 6: Poder calorífico inferior de alguns combustíveis	51
Tabela 7: Composição do biogás derivado da vinhaça de cana-de-açúcar	52
Tabela 8: Eficiência de rendimento de metano associado a vinhaça.....	52
Tabela 9: Comparativo de Custo de referência para geração em variadas fontes de energia elétrica no Leilão da ANEEL	54
Tabela 10: Sistemas de aplicação de vinhaça no Estado de São Paulo	60
Tabela 11: Estimativa da variação percentual na assimilação dos principais nutrientes por plantas, em função do pH do solo	74
Tabela 12: DQO da vinhaça in natura e da biodigerida para diversas origens.....	77
Tabela 13: Valores de referência para concentrações de alguns metais encontrados na VN e VBD considerando o descarte em corpos d'água e o reuso agrícola (água de irrigação).....	82
Tabela 14: Relação sódio-cálcio e taxa de adsorção de sódio (RAS) para VN e VBD	85
Tabela 15: Composição de matéria orgânica presente em diversos efluentes com e sem tratamento anaeróbio	87
Tabela 16: Fluxos cumulativos de emissão de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O para fertirrigação com vinhaça in natura em um período de 15 dias.....	88
Tabela 17: Emissões no solo em carbono equivalente	91
Tabela 18: Estimativa de CH ₄ para o cenário de Referência e de Interesse.....	93
Tabela 19: Estimativa de emissões gasosas dos motores a diesel referentes ao CenR e CenI	97
Tabela 20: Emissões gasosas para CenR e CenI	100
Tabela 21: Valores Máximos Permitidos para o nitrato em águas subterrâneas.....	103

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Simbologia utilizada nos diagramas de loop causal	66
Quadro 2: Critérios adotados para a classificação dos impactos	68
Quadro 3: Síntese dos impactos relacionados à acidificação do solo	75
Quadro 4: Síntese dos impactos relacionados à sobrecarga orgânica	78
Quadro 5: Síntese dos impactos relacionados a superfertilização do solo	80
Quadro 6: Síntese dos impactos relacionados a salinização do solo.....	84
Quadro 7: Síntese dos impactos relacionados à sodificação do solo	86
Quadro 8: Síntese dos impactos relacionados às emissões do solo	92
Quadro 9: Síntese dos impactos relacionados às lagoas de armazenamento e canais de distribuição	94
Quadro 10: Síntese dos impactos relacionados ao transporte e distribuição	99
Quadro 11: Síntese dos impactos relacionados na geração de energia elétrica por motogerador a biogás.....	101
Quadro 12: Síntese dos impactos relacionados na contaminação de águas subterrâneas por nitrato.....	106
Quadro 13: Incidentes ambientais de vinhaça em corpos hídricos	107
Quadro 14: Síntese dos impactos relacionados na contaminação de águas superficiais	110
Quadro 15: Hierarquização dos impactos avaliados para cada cenário	114

ABREVIACOES E SIGLAS

Abiogás – Associao Brasileira do Biogás
ACV – Avaliao do ciclo de vida
AHP – Analytic Hierarchy Process
AIA – Avaliao de impacto ambiental
AICV – Avaliao do impacto do ciclo de vida
ANA – Agncia Nacional das Águas
ANEEL – Agncia Nacional de Energia Eltrica
ASTBR – Anaerobic structured-bed reactor
APBR – Anaerobic Packed-bed reactor
ATP – Adenosina trifosfato
BDA – Biodigestão anaeróbia
BL – Biomassa de lignocelulose
BRS – Bactrias redutoras de sulfato
CE – Condutividade eltrica
CenI – Cenário de Interesse
CenR – Cenário de Referncia
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC – Capacidade de troca catiônica
DLC – Diagrama de loop causal
FOS – Frao orgânica solúvel
GEE – Gases de efeito estufa
GWP – Global Warming Potential
IAIA – International Association for Impact Assessment
ICGEB – Centro internacional de Engenharia gentica e biotecnologia
ICV – Inventário do ciclo de vida
IRA – Índice de risco ambiental
ISO – International Organization for Standardization
NPK – Nitrognio, fósforo e potássio
PROÁLCOOL – Programa Nacional do Álcol

SDT – Sólidos dissolvidos totais

SIN – Sistema interligado nacional

TAS – Taxa de adsorção de sódio

UASB – Upflow anaerobic sludge blanket

ULSD – Diesel com teor de enxofre ultrabaixo

VBD – Vinhaça biodigerida

VN – Vinhaça *in natura*

LISTA DE SÍMBOLOS

B – Boro
Ca – Cálcio
CH₄ – Metano
Cl – Cloro
CO – Monóxido de carbono
CO₂ – Dióxido de carbono
Cu – Cobre
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
DQO – Demanda química de oxigênio
Fe – Ferro
H₂ – Hidrogênio
H₂S – Sulfeto de hidrogênio
HC – Hidrocarbonetos
HCl – Ácido clorídrico
K₂O – Óxido de potássio
K, K⁺ – Potássio e íon de potássio
KCl – Cloreto de potássio
Mg /Mg²⁺ – Magnésio e Íon de magnésio
Mn – Manganês
Mo – Molibdênio
N – Nitrogênio
N₂ – Nitrogênio molecular
NaOH – Hidróxido de sódio
NaHCO₃ – Bicarbonato de sódio
Na₂CO₃ – Carbonato de sódio
NH₃ – Nitrogênio amoniacal
NH₄⁺ – Íon de amônio
NO – Óxido nítrico
NO₂ – Dióxido de nitrogênio
N₂O – Óxido nitroso
NO₂⁻ – Nitrito

NO_3^- – Nitrato

NO_x – Óxidos de nitrogênio

P_2O_5 – Pentóxido de fósforo

P – Fósforo

S – Enxofre

SO_x – Óxidos de enxofre

SO_2 – Dióxido de enxofre

SO_3 – Trióxido de enxofre

TKN – Nitrogênio total

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	22
2. OBJETIVOS	26
3. REFERÊNCIAL TEÓRICO	27
3.1. Avaliação de impacto ambiental	27
3.1.1. Princípios de boas práticas da AIA.....	29
3.2. Significância de impacto ambiental	30
3.3. A indústria sucroalcooleira no Brasil e impactos associados à vinhaça	31
3.3.1. Biorrefinarias de cana-de-açúcar	33
3.3.2. Vinhaça	36
3.4. Biodigestão anaeróbia como alternativa de tratamento da vinhaça	39
4. ALTERNATIVAS PARA OS COPRODUTOS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA VINHAÇA	44
4.1. Vinhaça biodigerida	45
4.2. Biogás.....	50
4.3. Considerações	56
5. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	57
5.1. Descrição dos cenários	57
5.1.1. Considerações	61
5.2. Identificação e previsão de potenciais impactos ambientais.....	61
5.2.1. Fonte de dados e informações.....	62
5.2.2. Método de comparação e extrapolação para previsão de impactos	63
5.2.3. Tratamento estatístico dos dados da literatura.....	63
5.2.4. Esquematização e previsão de impactos por redes causais	64
5.3. Análise de alternativas	67
5.3.1. Método de ponderação multiatributos	68
6. IDENTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS	70

6.1. Solo	70
6.1.1. Acidificação do solo	72
6.1.2. Sobrecarga orgânica.....	76
6.1.3. Superfertilização do solo	78
6.1.4. Salinização do solo	80
6.1.4.1. Toxicidade por metais	81
6.1.4.2. Íons de Sulfato.....	83
6.1.5. Sodificação do solo.....	84
6.2. Emissões atmosféricas	86
6.2.1. Emissões do solo.....	86
6.2.2. Emissões das lagoas de armazenamento e canais de distribuição	92
6.2.3. Emissões relacionadas ao transporte e distribuição.....	94
6.2.4. Emissões na produção de energia elétrica	99
6.3. Impactos na água.....	101
6.3.1. Águas subterrâneas	101
6.3.2. Águas superficiais.....	106
6.4. Diagrama de causalidade.....	111
6.5. Ponderação dos impactos ambientais.....	114
6.6. Perspectivas e trabalhos futuros	127
7. CONCLUSÕES	128
8. RECOMENDAÇÕES	130
REFERÊNCIAS	131

1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos o crescimento global industrial teve efeitos profundos na saúde humana e no meio ambiente, as atividades humanas causam perturbações ecológicas e degradação ambiental, sendo necessário que os governos e agências internacionais reconheçam a necessidade de fortalecer ainda mais o papel das considerações ambientais na tomada de decisões dos processos e atividades humanas (PHIL; SADLER, 1997).

Diante desta realidade há a necessidade de maior discussão em relação a sustentabilidade ambiental. Destaca-se a conservação do meio ambiente através da prevenção de impactos, tendo está a finalidade de garantir a sustentabilidade dos recursos ambientais, da qualidade de vida e dos processos de desenvolvimento (GOODLAND, 1995).

O Brasil possui uma grande variedade de climas, alta biodiversidade e vasta extensão territorial, o que coloca o país em uma posição vantajosa em termos de disponibilidade de recursos e, ao mesmo tempo que implica em uma grande responsabilidade pela garantia de sua exploração de forma sustentável (PEREIRA et al., 2011).

A crise do petróleo ocorrida ao longo da década de 1970 implicou grande instabilidade econômica, sobretudo nos países dependentes de sua importação, tornando visível a vulnerabilidade do Brasil em relação às questões energéticas (BARAT; NAZARETH, 1984).

Desta forma, várias tecnologias voltadas principalmente à conversão da biomassa tradicional começaram a ser desenvolvidas para fomento ao ingresso de produtos como bioetanol, biodiesel, biogás, dentre outros, na matriz energética do país, acompanhadas de políticas públicas para alavancar o desenvolvimento das tecnologias, como o caso do Programa Nacional do Álcool (Proálcool) (CREMONEZ et al., 2015).

A cana-de-açúcar se apresenta como uma das principais alternativas para o setor de biocombustíveis, devido ao seu grande potencial na produção de bioetanol (CREMONEZ et al., 2015). Associada à produção de bioetanol, a unidade de fabricação (denominada biorrefinaria) pode incorporar processos também para a produção de açúcar.

Em 2021, a oferta interna de energia no Brasil produzida por fontes renováveis chegou ao percentual de 44,7%, marcada pelo aumento da oferta da biomassa da cana-de-açúcar, responsável por 16,4% desta demanda, considerando a geração de eletricidade (EPE, 2021).

A utilização de energias renováveis corroborou para políticas públicas fundamentadas na diminuição da dependência por combustíveis fósseis (FUESS; GARCIA, 2012), e

consequentemente, auxiliou na redução da emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE) associada ao uso de combustíveis.

Embora os biocombustíveis sejam considerados uma alternativa promissora para substituição de combustíveis fósseis, seus impactos sobre o meio ambiente devem ser analisados para cada realidade (CREMONEZ et al., 2015; HAVLÍK et al., 2011; RAJAGOPAL; HOCHMAN; ZILBERMAN, 2011).

A principal água residuária gerada na produção de etanol é a vinhaça. Devido à grande quantidade de vinhaça gerada por litro de etanol produzido¹, a sua disposição nas próprias plantações de cana-de-açúcar, chamada de fertirrigação, tem uma grande aceitação entre os produtores. Tal prática é adotada principalmente por questões econômicas, como o reciclo de água, facilidade ao manejo e pela vinhaça apresentar altas concentrações de potássio (CHRISTOFOLETTI et al., 2013; FUESS, 2017).

No entanto, o descarte inadequado e indiscriminado da vinhaça de cana-de-açúcar no solo tem recebido atenção nas últimas décadas. De acordo com a literatura, a aplicação direta da vinhaça no solo em quantidade e a longo prazo é considerada uma ameaça ambiental. Quando gerenciada de forma incorreta, sua alta carga orgânica, elevados teores de sólidos, características ácidas e corrosivas e concentrações apreciáveis de sulfato, concedem à vinhaça um caráter poluente (FUESS, 2017).

Entre suas implicações, pode-se citar a salinização, lixiviação de metais presentes no solo para águas subterrâneas, mudanças na qualidade do solo devido ao desequilíbrio de nutrientes (AGRAWAL; PANDEY, 1994), redução da alcalinidade, perdas de cultura (KUMAR; VISWANATHAN, 1991), sobrecarga orgânica, inibição da germinação, entre outros impactos causados pela prática (FUESS; GARCIA, 2014; WILKIE; RIEDESEL; OWENS, 2000).

Nesse sentido, as evidências revelam a necessidade na adoção de um redirecionamento destas atividades, de forma que se obtenha uma convivência mais harmoniosa das ações antrópicas com os processos naturais, sem ameaçar as condições de sustentabilidade (AGRA FILHO, 1993).

Existem diversas tecnologias para o tratamento da vinhaça, sendo que o processo de tratamento que concomitantemente promova a recuperação de energia se apresenta como uma das estratégias mais promissoras. Assim, devido às suas características, a vinhaça pode ser

¹ As usinas sucroalcooleiras geram de 10 a 15 litros de vinhaça por litro de etanol (MOHANA; ACHARYA; MADAMWAR, 2009).

tratada via processos biológicos, sendo o mais promissor a biodigestão anaeróbia (BERNAL et al., 2017).

A introdução da biodigestão anaeróbia na cadeia produtiva do etanol tende a minimizar os danos causados pela vinhaça no meio ambiente e agrega coprodutos como biogás e o digestato, com alto valor agregado, sendo considerada uma tecnologia “amiga” ao setor sucroalcooleiro.

Contudo, apesar de induzirem a menores perturbações ao meio, quando comparada a outras tecnologias de tratamento da vinhaça, o processo de biodigestão anaeróbia pode não ser completamente favorável ao meio ambiente. Um planejamento mais detalhado e uma análise ambiental mais robusta podem auxiliar na identificação da viabilidade ambiental do processo. Neste cenário, a escolha dos usos finais do biogás e do digestato impactam no desempenho ambiental da tecnologia (POVEDA, 2019).

Desta forma, entende-se que a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) pode colaborar para a identificação dos impactos sobre o ambiente associados às alternativas para introdução da biodigestão anaeróbia da vinhaça em biorrefinarias.

As tecnologias ambientais para a indústria permitem a transformação do ambiente em diferentes formas, modificando a natureza e a extensão dos impactos ambientais (ROCHA, 2009). No caso, a biodigestão anaeróbia da vinhaça em biorrefinarias de cana-de-açúcar disponibiliza uma ampla lacuna de conhecimentos a respeito dos impactos sobre o meio ambiente e suas consequências.

Todos os processos industriais possuem um ciclo de vida, envolvendo uma cadeia de suprimentos e os processos envolvidos para obtenção deste produto, logo, este ciclo interage com o ambiente provocando impactos ambientais. Por isso, para garantir o desenvolvimento sustentável de um processo é necessário recorrer a métodos e ferramentas que auxiliem na quantificação e comparação destes impactos ambientais sobre estas atividades (RIBEIRO, 2003).

Algumas alternativas de gestão da vinhaça foram discutidos em estudos comparativos de tratamento do resíduo, tais como aponta Rocha (2009), que teve por objetivo a elaboração de um estudo de avaliação dos impactos ambientais de diferentes rotas de disposição de vinhaça por meio da aplicação da avaliação do ciclo de vida (ACV). Santa Cruz et al. (2013) realizaram uma análise de viabilidade ambiental dos tratamentos disponíveis baseados em revisão de literatura. Ambos os referidos trabalhos incluíram a biodigestão anaeróbia como possível tratamento.

Além dos trabalhos sobre as rotas de tratamento da vinhaça apresentados anteriormente, Poveda (2014) discutiu o aproveitamento energético da vinhaça por meio de uma pesquisa bibliográfica, incluindo a biodigestão. Relacionado ao aproveitamento energético da vinhaça via biodigestão anaeróbia, encontram-se também os trabalhos de Fuess (2017) e Junqueira et al. (2016) que conduziram estudos focados em tecnologias de biodigestão, abordando a ACV aplicada à cenários de uso do biogás. Contudo, nestes trabalhos, a ACV esteve limitada aos impactos ambientais mais proeminentes segundo a avaliação dos autores, o que abre espaço para estudos de maior abrangência com foco na avaliação de impacto ambiental (AIA). Isso pode ocorrer devido aos próprios procedimentos metodológicos intrínsecos a ACV, pois há a imposição de valores pré-estabelecidos para indicar impactos possivelmente significativos, além de depender de valores que podem não ser ideais aos fatores humanos e sociais, isso ainda só é estabelecido de acordo com o método de ACV utilizado.

Os trabalhos nesta área de pesquisa tornam-se importantes devido à visibilidade que a tecnologia ganhou nos últimos anos, já sendo verificado inclusive a operação de plantas de biogás produzido a partir da vinhaça, anexas às usinas sucroalcooleiras. Uma delas, por exemplo, apresenta capacidade de 21 MW e contou com investimentos da ordem de 150 milhões de reais (RAÍZEN, 2020).

Nesse contexto, a presente dissertação de mestrado buscou analisar de forma comparativa os potenciais impactos dos usos finais dos coprodutos gerados pelo tratamento da vinhaça através da biodigestão anaeróbia, na tentativa de compreender questões não abrangidas anteriormente, por meio de uma avaliação sistemática dos processos e com vistas à identificação das alternativas mais favoráveis ao ambiente.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é voltado para o estudo de alternativas para eliminação e minimização de impactos ambientais associados no gerenciamento da vinhaça.

Para tanto, pretendeu-se avaliar os potenciais impactos ambientais relacionados à introdução da biodigestão anaeróbia como alternativa para o tratamento da vinhaça, levando-se em consideração a alternativa mais expressiva para a etapa do ciclo de produção do bioetanol, sendo o uso da vinhaça biodigerida na fertirrigação com aproveitamento para geração de energia elétrica.

3. REFERÊNCIAL TEÓRICO

Este capítulo apresenta o referencial teórico, construído com informações consultadas na literatura de referência para suporte ao desenvolvimento da pesquisa. Este referencial foi estruturado de acordo com os temas pertinentes aos objetivos propostos.

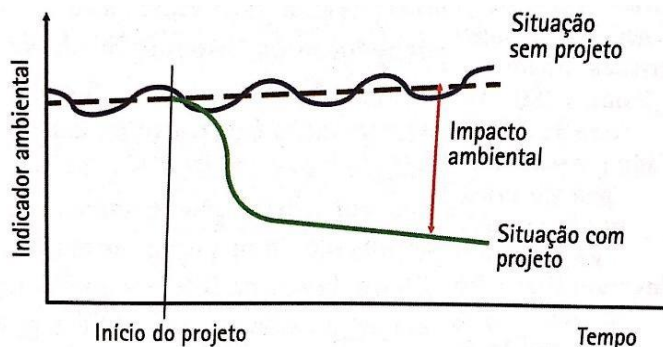
3.1. Avaliação de impacto ambiental

Com maior reconhecimento sobre as questões ambientais, o instrumento de avaliação de impacto ambiental, é descrito como componente chave para a gestão ambiental, se desenvolvendo ao longo dos anos e influenciado pelas necessidades de mudança (MORGAN, 2012).

A avaliação de impacto ambiental (AIA) é uma ferramenta que visa garantir o desenvolvimento sustentável por meio da avaliação dos impactos decorrentes de uma atividade principal (política, plano, programa ou projeto), que possa ter impactos ambientais significativos. Tem caráter antecipatório, participativo e de natureza sistemática (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2005).

Segundo Wathern (1988) o impacto ambiental deve ser visto como a mudança em um parâmetro ambiental, num determinado período e numa determinada área, sendo resultado de uma dada atividade, comparada com a situação que ocorreria se essa atividade não tivesse sido iniciada, ou seja, um impacto tem componentes espaciais e temporais, como observado na Figura 1.

Figura 1: Representação do conceito de impacto ambiental



Fonte: Sánchez (2013).

A avaliação de impacto ambiental, portanto, é um procedimento para avaliar as implicações ambientais, podendo fomentar legislações, políticas e planos (WATHERN, 1988), tornando-se a ferramenta de política ambiental mais difundida no mundo (FONSECA; SÁNCHEZ; RIBEIRO, 2017).

Destinada a fornecer informações úteis e apresentar um parecer sobre projetos públicos e privados (BEATTIE, 1995), a AIA é parte do processo de tomada de decisão. Sua adoção e implementação estão ligados à posição política do processo e do seu quadro institucional (ORTOLANO; SHEPHERD, 1995).

Em amplo sentido, o impacto ambiental por vezes é associado a algum dano na natureza. Embora esta compreensão faça parte da noção de impacto ambiental, ela resulta em apenas uma parte do conceito (SÁNCHEZ, 2013). Além disso, muitas vezes impacto ambiental também é confundido com outros conceitos similares, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Definição de conceitos ambientais

Termo	Conceito
Degradação ambiental	Qualquer alteração adversa dos processos, funções ou componentes ambientais, ou alteração adversa da qualidade ambiental.
Impacto ambiental	Alteração da qualidade ambiental que resulta da modificação de processos naturais ou sociais provocadas pela ação humana.
Aspecto ambiental	Elementos das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente

Fonte: Sánchez (2013).

A AIA se relaciona diretamente ao conceito de desenvolvimento sustentável do Relatório de Brundtland, pois busca garantir a sustentabilidade. Com isso, atende as necessidades do presente, sem comprometer as necessidades das gerações futuras. Isso é feito através de análises decorrentes de uma atividade que possa ter efeitos ambientais significativos, e portanto, contribui para o alcance da meta de sustentabilidade (BARKER; WOOD, 1999; BOND et al., 2010).

Cremonez et al. (2014) salientam a importância de mencionar que para se realizar a avaliação de impacto ambiental, tal avaliação deve seguir uma metodologia que consista em

um conjunto de normas que variem de acordo com o fator ambiental considerado, além de serem métodos flexíveis, aplicáveis em qualquer fase do processo e revisados constantemente.

O método de avaliação ambiental deve, portanto, seguir uma metodologia que consista em um conjunto de critérios bem definidos.

3.1.1. Princípios de boas práticas da AIA

A AIA está repleta de orientações de boas práticas, na forma de políticas, estruturas e diretrizes que estabelecem requisitos para iniciativas de desenvolvimento e incorporam expectativas ao processo (EIB, 2018). As mesmas são incluídas na declaração de melhores práticas, produzida pela *International Association for Impact Assessment (IAIA)* (MORGAN, 2017) e corroborada pela comunidade científica e de praticantes.

Dentre os princípios apresentados destacam-se o que a avaliação de impacto deva ser:

- Útil: o processo deve informar a decisão e resultar em níveis adequados de proteção ambiental e de bem-estar da comunidade;
- Prática: o processo deve produzir informação e resultados que auxiliem a resolução de problemas e sejam aceitáveis e utilizáveis;
- Relevante: o processo deve fornecer informação suficiente e utilizável nos processos de desenvolvimento e decisão;
- Custo-benefício: os processos devem atingir os objetivos da AIA dentro dos limites de informações, do tempo, dos recursos e das metodologias;
- Focalizada: o processo deve concentrar-se nos fatores chave e nos efeitos ambientais significativos;
- Adaptativa: o processo deve ser ajustado à realidade, às questões e às circunstâncias das propostas em análise;
- Confiável: o processo deve ser conduzido com profissionalismo, rigor, honestidade, objetividade, imparcialidade e equilíbrio;
- Transparente: o processo deve ter requisitos, com conteúdos claros e de fácil compreensão;
- Sistemática: o processo deve resultar na consideração plena de toda a informação relevante sobre o ambiente afetado, das alternativas propostas e dos seus impactos.

3.2. Significância de impacto ambiental

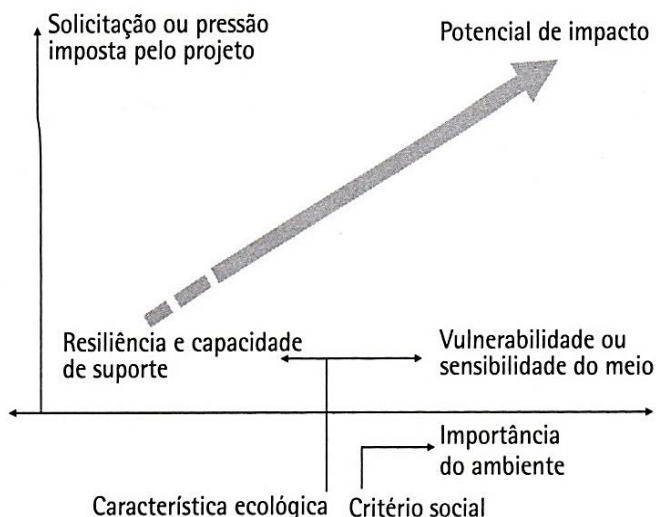
Segundo Duinker e Beanlands (1986) “a questão da significância das perturbações antropogênicas no ambiente natural constitui o próprio coração da avaliação de impacto ambiental”.

A avaliação da significância de impactos tem sempre uma dimensão subjetiva, decorrente da integração dos valores, experiências e conhecimento dos atores que realizam a avaliação (ANTUNES; SANTOS; JORDÃO, 2001).

Wathern (1988) relata que a importância dos impactos ambientais é centrada nos produtos das atividades humanas e em última análise, envolve um julgamento de valor por parte da sociedade sobre o significado ou importância desses efeitos.

Neste sentido, o potencial de um impacto ambiental está atrelado ao resultado de uma combinação entre a solicitação ou pressão imposta pelo projeto, em detrimento das implicações ecológicas, que pode ser traduzido em efeitos sobre os recursos físicos, bióticos e em consideração de critérios sociais, como a importância do ambiente e/ou a vulnerabilidade do meio, ilustrado na Figura 2.

Figura 2: Potencial de impacto ambiental



Fonte: Sánchez (2013).

Desta forma, a avaliação de impactos ambientais quando se tratando de tecnologias inseridas a processos, deve servir para assegurar que o ambiente é explicitamente considerado e incorporado no processo de decisão sobre a proposta de desenvolvimento, com vistas a

promover um desenvolvimento que seja de fato sustentável e que otimize o uso dos recursos e as oportunidades de gestão (IAIA, 1996).

A avaliação de significância deve ter critérios para determinar se um impacto é significativo, com base nas características do impacto, de forma clara e inequívoca que possa ser entendida por qualquer pessoa. Esses critérios de significância devem levar em conta tanto os fatores dos impactos quanto o meio afetado, portanto, devem estar inseridas em um contexto específico (IAIA, 2016).

Sánchez (2013) afirma que a pressão que um empreendimento pode impor ao meio, depende não somente de suas características técnicas intrínsecas, mas também largamente da capacidade gerencial da organização responsável pelo projeto.

3.3. A indústria sucroalcooleira no Brasil e impactos associados à vinhaça

Com o aumento da demanda global por energia se começou a pensar em alternativas de combustíveis que tivessem menos impactos associados ao meio ambiente. Assim, o uso de fontes limpas de energia tem se tornado uma alternativa mais segura e barata para a demanda do setor, comparadas ao uso dos derivados de petróleo, sendo que parte desta demanda consegue ser suprida a partir do processamento de biomassa de lignocelulose (BL), como bioetanol, biogás e biodiesel (ADARME et al., 2019).

A cana-de-açúcar é cultivada no Brasil desde o período colonial com aproveitamento do açúcar, sendo expandida ao longo dos anos, pois desempenhava um importante papel na economia do país e era destaque como produto de exportação (BELIK, 1985).

Em meados da década de 1970, foi proposta uma série de medidas políticas destinadas a reduzir a dependência energética do Brasil, estimulando a produção do álcool etílico, seguindo as deliberações do Decreto nº 76.593, que instituiu o Programa Nacional do Álcool (Proálcool) (BRASIL, 1975).

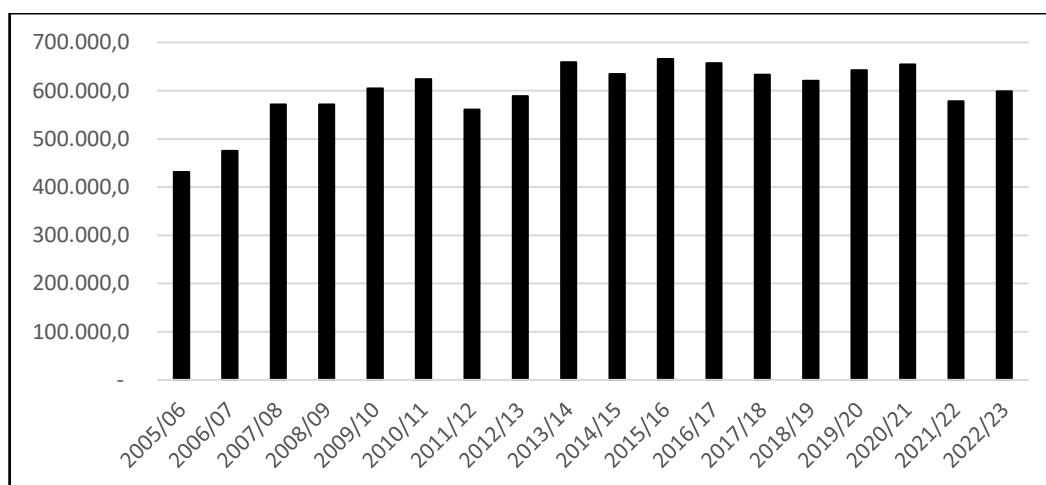
Art. 2º. A produção do álcool oriundo da cana-de-açúcar, da mandioca ou de qualquer outro insumo será incentivada através da expansão da oferta de matérias-primas, com especial ênfase no aumento da produção agrícola, da modernização e ampliação das destilarias existentes e da instalação de novas unidades produtoras, anexas a usinas ou autônomas, e de unidades armazenadoras.

De acordo com a CONAB (2020) - Companhia Nacional de Abastecimento - a cana-de-açúcar é considerada uma das grandes alternativas para o setor de biocombustíveis devido ao grande potencial na produção de etanol etílico ou etanol e seus respectivos subprodutos. Dentro deste cenário, o Brasil se destaca por seu uso de etanol a partir cana-de-açúcar (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

Os biocombustíveis automotivos são provenientes de fontes renováveis, sendo que o etanol ou álcool etílico, possuem importantes vantagens, pois trata-se de uma tecnologia consolidada em escala global, com possibilidade de grande variação de matéria-prima para sua produção (FUESS, 2017).

A CONAB (2022) aponta que o Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, tendo grande importância para o agronegócio brasileiro. Estima-se que a safra canavieira 2022/2023 teve um total de aproximadamente de 598 milhões de toneladas de cana-de-açúcar. Pode-se observar na Figura 3 a produção ao longo dos últimos anos, no período de safra 2005/06 a 2022/23.

Figura 3: Série histórica de produção de cana-de-açúcar no Brasil (2005 - 2022)



Fonte: Adaptado de CONAB (2020).

As unidades produtoras de açúcar e etanol no Brasil encontram-se concentradas na região Centro-Sul e na região do Nordeste com menor intensidade, como mostra a Figura 4, sendo o Estado de São Paulo o maior concentrador de usinas no país, contando com 172 usinas (NOVACANA, 2022).

Figura 4: Mapa da distribuição geográfica das Usinas Sucroalcooleiras



Fonte: CTC - NIPE (2005, apud COLETI, 2015)

Em resumo, o setor canavieiro brasileiro evoluiu muito nas últimas décadas, colaborando assiduamente no setor alimento-energia, impulsionando políticas governamentais que viabilizem a utilização da biomassa produzida (LEAL; WALTER; SEABRA, 2013).

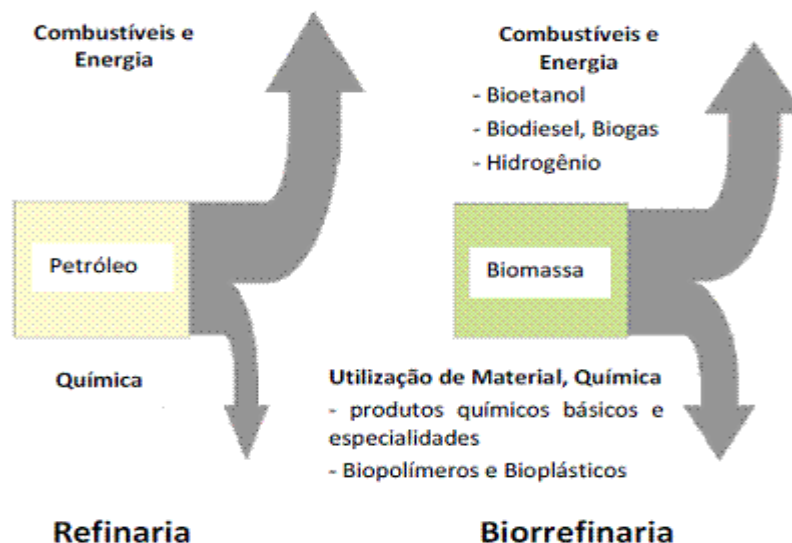
3.3.1. Biorrefinarias de cana-de-açúcar

O conceito de biorrefinaria ainda é recente no Brasil. Tal conceito se baseia em uma instalação que integra processos de conversão de biomassa em produtos de valor agregado (VAZ, 2011).

De acordo com Cherubini (2010) existem três principais usos de biomassa em biorrefinarias, sendo para a produção de bioenergia, biocombustíveis e produtos químicos de origem biológica. Os princípios básicos da refinaria de petróleo e a biorrefinaria são representados esquematicamente na Figura 5.

Kamm; Gruber e Kamm (2006) afirmam que os bioprodutos industriais só podem competir com aqueles oriundos da petroquímica quando os recursos de biomassa são processados em sistemas de forma otimizada como nas biorrefinarias, nas quais novas cadeias de valor são desenvolvidas e implementadas.

Figura 5: Comparação dos princípios básicos da refinaria de petróleo e da biorrefinaria

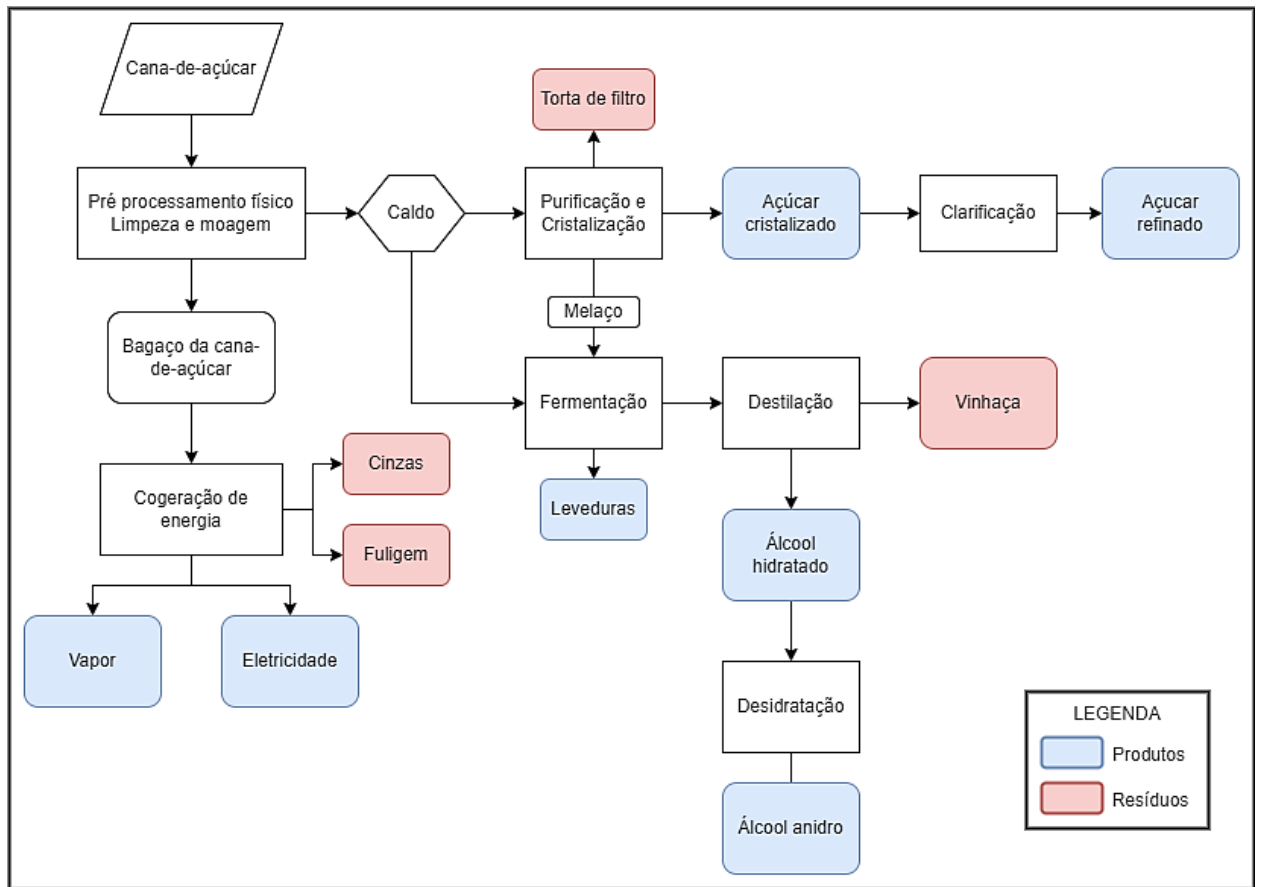


Fonte: Kamm; Gruber e Kamm (2006)

Atualmente, as biorrefinarias instaladas e em operação se baseiam em rotas para produção de etanol de primeira geração (1G), baseadas na extração e fermentação do caldo rico em sacarose (reserva energética presente no colmo da planta) (SANTUCCI, 2018).

Além do etanol 1G, as biorrefinarias abrangem uma ampla gama de tecnologias, capazes de separar os recursos da biomassa (folhagem, bagaço, caldo, por exemplo), integrando processos de conversão de biomassa para gerar outros coprodutos como energia, açúcar e produtos químicos (CHERUBINI, 2010; SANTUCCI, 2018). Um possível modelo de biorrefinaria integrada é exemplificada na Figura 6.

Figura 6: Possibilidade de rota em uma biorrefinaria de cana-de-açúcar



Fonte: Elaboração própria com base em Cherubini (2010); Kamm; Gruber e Kamm (2006) e Vaz (2011).

A planta da cana-de-açúcar é constituída basicamente de folhas e caule. As folhas são divididas entre folhas verdes e secas e o caule, também conhecido como colmo, onde ficam armazenados os açúcares da planta (CANILHA et al., 2012). Desta forma, o etanol 1G é produzido a partir do caldo da cana-de-açúcar ou do melaço (ou uma mistura dos mesmos) - ilustrado na Figura 6. Assim, em plantas anexas como as de biorrefinarias, uma fração do caldo é desviado para a produção de açúcar e a fração restante juntamente com o melaço é utilizado para produção de etanol (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

O processo de produção de etanol por fermentação e destilação subsequente gera grande volume de água residuária, especialmente a vinhaça (regionalmente conhecida por restilo, tiborna ou vinhoto), gerada na etapa de destilação para separação do etanol (HEREDIA; DOMINGUEZ; PARTIDO, 2005). Este subproduto possui alta carga orgânica, constituindo um sério problema ambiental se não houver destinação adequada (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015; PATHAK et al., 1999).

A vinhaça *in natura* não pode ser lançada diretamente em corpos hídricos, pois contraria as condições, parâmetros, padrões e diretrizes da resolução do CONAMA 430 de 2011, e segundo Gomes et al. (2018) os efeitos da alteração hídrica pela vinhaça prejudicam o abastecimento de água para uso doméstico, industrial e econômico. Sendo assim, em 1978 o Ministério do Interior publicou a portaria MINTER nº 323, de 29.11.78, proibindo o lançamento direto ou indireto da vinhaça em qualquer corpo hídrico.

Como alternativa para a disposição da vinhaça, frequentemente, sua aplicação no solo é utilizada com o intuito de fertilizante para as lavouras de cana-de-açúcar, sendo a prática mais comum até hoje (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

Em paralelo à produção de etanol ocorre o processo de cogeração, no qual o bagaço de cana-de-açúcar extraído do pré-tratamento sege para as caldeiras, no qual é queimado e convertido em vapor e energia, tornando estas usinas autossuficientes durante o período de safra.

Outro processo paralelo à produção de etanol é a obtenção de açúcar cristalizado e/ou refinado para indústria alimentícia, em que parte do caldo obtido é destinado para esta finalidade, seguindo algumas etapas básicas: (i) purificação do caldo, (ii) evaporação e cozimento, (iii) cristalização da sacarose, (iv) centrifugação dos cristais e (v) secagem e estocagem (BERNARDINO et al., 2018; KAMM; GRUBER; KAMM, 2006).

3.3.2. Vinhaça

As características da vinhaça são variáveis e dependem, principalmente, de fatores como: a natureza e composição da matéria-prima, sistema usado no preparo do mosto, método de fermentação adotado, tipo de levedura utilizada, forma que se conduz a destilação e do tipo de flegma (subproduto da destilação constituído por uma mistura impura de água e álcool) (GLÓRIA; ORLANDO FILHO, 1984).

A coloração característica da vinhaça é atribuída a quantidades significativas de compostos fenólicos (MOHANA; ACHARYA; MADAMWAR, 2009). A ocorrência destes compostos fenólicos é devido à degradação parcial das estruturas lignocelulósicas, presentes nas fibras remanescentes da extração do suco da cana-de-açúcar (SYAICHURROZI; BUDIYONO; SUMARDIONO, 2013).

As principais alternativas para o uso da vinhaça de cana-de-açúcar são: (i) reciclagem de vinhaça na fermentação, (ii) fertirrigação, (iii) concentração por evaporação, (iv) produção de leveduras, (v) produção de energia e (vi) produção de ração animal (SILVA, 2012a).

Seu conteúdo orgânico pode ser até cem vezes maior que as encontradas em esgoto domésticos, apresentando características ácidas e corrosivas, e concentrações significativas de macro e micronutrientes (ESPAÑA-GAMBOA et al., 2011; FUESS, 2017; MOHANA; ACHARYA; MADAMWAR, 2009).

Trabalhos como os de España-Gamboa et al. (2011) e Mohana; Acharya e Madamwar (2009) relatam que a quantidade em volume de vinhaça gerada é em média de 13 litros de vinhaça por litro de etanol produzido.

A vinhaça gerada terá composições distintas de acordo com o meio utilizado para fermentação do etanol (mosto), como verifica-se na Tabela 2.

Tabela 2: Composição química da vinhaça para diferentes mostos

Parâmetro	Melaço	Caldo	Misto
pH	4,2 - 5,0	3,7 - 4,6	4,4 - 4,6
Temperatura [°C]	80 - 100	80 - 100	80 - 100
DBO [mg/L O₂]	25000	6000 - 16500	19800
DQO [mg/L O₂]	650000	15000 - 33000	45000
Sólidos totais [mg/L]	81500	23700	52700
Sólidos voláteis [mg/L]	60000	20000	40000
Sólidos fixos [mg/L]	21500	3700	12700
Nitrogênio [mg/L N]	450 - 1610	150 - 700	480 - 710
Fósforo [mg/L P₂O₅]	100 - 290	10 - 210	9 - 200
Potássio [mg/L K₂O]	3740 - 7830	1200 - 2100	3340 - 4600
Cálcio [mg/L CaO]	450 - 5180	130 - 1540	1330 - 4570
Magnésio [mg/L MgO]	420 - 1520	200 - 490	580 - 700
Sulfato [mg/L SO₄⁻²]	6400	600 - 760	3700 - 3730
Carbono [mg/L C]	11200 - 22900	5700 - 13400	8700 - 12100
Relação C/N	16 - 16,27	19,7 - 21,07	16,4 - 16,43
Matéria orgânica [mg/L]	63400	19500	3800
Substâncias redutoras [mg/L]	9500	7900	8300

Fonte: Prada, Guekezian e Suárez-Iha (1998)

Sendo a prática mais utilizada da vinhaça *in natura* a fertirrigação, Christofolletti et al. (2013) e Fuess; Rodrigues e Garcia (2017) relatam que a aplicação da vinhaça ao solo a longo prazo compromete a capacidade produtiva dos solos, a produtividade da lavoura e a qualidade dos corpos d'água do entorno, potencializando inclusive, a liberação de GEE's a partir da degradação não controlada da vinhaça na lavoura, canais e tanques de estocagem. Na Tabela 3 são apresentados os possíveis efeitos adversos da aplicação da vinhaça no solo.

Tabela 3: Potenciais impactos adversos da fertirrigação com vinhaça

Efeito adverso	Implicações
Salinização do solo (risco elevado)	Redução do potencial osmótico do solo
	Toxicidade de íons específicos (SO_4^{-2} , Cl^- , Na^+ , K^+)
	Redução na absorção de água e nutrientes pelas plantas
	Destruição da estrutura do solo
	Lixiviação de sais para água subterrânea
Sodificação do solo (risco baixo)	Destruição da estrutura do solo
	Redução severa da taxa de infiltração de água
	Queimaduras e necrose do tecido foliar em plantas
Sobrecarga orgânica (risco elevado)	Depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD)
	Geração de condições anaeróbias
	Redução da atividade microbiana
	Aumento da instabilidade estrutural do solo
Superfertilização do solo – excesso de N e P (risco elevado)	Aumento da suculência ^a nas plantas
	Depleção dos níveis de OD por bactérias nitrificantes
	Liberação de óxidos de nitrogênio (N_2O)
	Toxicidade por nitrogênio amoniacal (biota aquática)
	Lixiviação de nitratos ^b
	Eutrofização de corpos d'água (excesso de P)
Acidificação permanente – solo e água (risco elevado)	Alteração do poder tampão do solo
	Solubilização de metais tóxicos às plantas
	Redução na produtividade da lavoura
	Redução da atividade microbiana

Nota: ^aArmazenamento excessivo de água nos tecidos dos vegetais, podendo levar ao acamamento (perda da posição vertical das culturas), ^bA contaminação de mananciais usados para o abastecimento público pode estar relacionada a casos de meta-hemoglobinemia na população, doença a partir da qual a oxigenação dos tecidos fica comprometida (Batalha e Parlatore, 1993). Fonte: Fuess e Garcia (2014).

As frações de carbono e nitrogênio presentes na vinhaça podem afetar os principais processos biogeoquímicos associados às emissões de gases de efeito estufa (GEE), como decomposição, a respiração, a desnitrificação e a nitrificação (CARMO et al., 2013).

A disposição da vinhaça no solo agrícola do Estado de São Paulo, via fertirrigação, foi regulamentada por uma norma técnica da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), a P4.231 de 2005 que estabelece critérios e procedimentos para o armazenamento, transporte e aplicação da vinhaça, gerada pela atividade sucroalcooleira no processamento de cana de açúcar (CETESB, 2015).

Algumas tecnologias atuam no tratamento visando à redução da carga poluente da vinhaça, sendo: (i) processos anaeróbios e aeróbios convencionais (WILKIE; RIEDESEL; OWENS, 2000), (ii) fitorremediação (BILLORE et al., 2001), (iii) métodos físico-químicos convencionais (adsorção e coagulação) (RODRIGUES et al., 2014), e (iv) processos oxidativos avançados (SANGAVE; PANDIT, 2004).

3.4. Biodigestão anaeróbia como alternativa de tratamento da vinhaça

A biodigestão anaeróbia (BDA) compreende um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio livre, no qual a matéria orgânica é convertida em uma mistura gasosa a partir de um complexo processo microbiano de consórcio de bactérias e arqueias (FUESS, 2017).

O biogás, principal coproduto da biodigestão anaeróbia, pode ser utilizado para fornecer calor, eletricidade, injeção em uma rede de gás natural e/ou utilizado em indústria química. Esses coprodutos podem ser usados de forma independente ou sendo parte de um sistema integrado. A biodigestão anaeróbia é capaz de converter alto volume de substrato, gerando o biogás e o digestato (comumente chamado de biofertilizante), capaz de fornecer nutrientes às plantas e melhorar a fração orgânica do solo (GHODRAT et al., 2018).

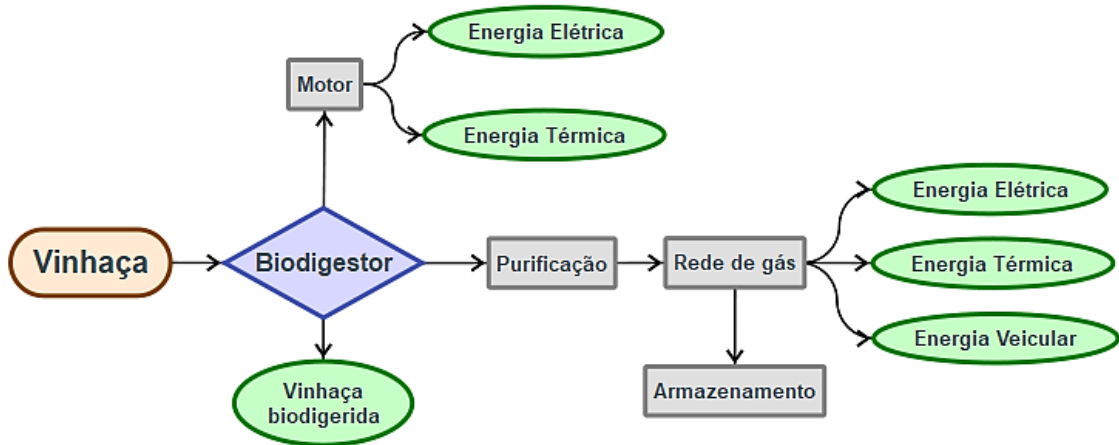
A relação DBO/DQO² da vinhaça de cana-de-açúcar, varia entre 0,3 e 0,6, o que sugere a alta biodegradabilidade desta água residuária, viabilizando assim seu tratamento por biodigestão anaeróbia (RIBAS, 2006).

Para Moraes; Zaiat e Bonomi (2015) este processo de tratamento da vinhaça revela ganhos consideráveis em termos de eletricidade ou cogeração, bem como combustível veicular alternativo à base de hidrogênio ou metano. De acordo com os autores a fertirrigação com vinhaça biodigerida pode reduzir a poluição ambiental devido à diminuição dos potenciais impactos ao aquecimento global e a diminuição da carga poluente do efluente.

² Considerando o fator de biodegradabilidade, quanto menor a relação DBO/DQO, menor é a biodegradabilidade do efluente (VON SPERLING, 2005).

A Figura 7 ilustra o cenário para possíveis utilidades dos coprodutos gerados a partir de um sistema anaeróbio.

Figura 7: Diagrama simplificado para possíveis cenários de utilização dos coprodutos gerados de um sistema anaeróbio

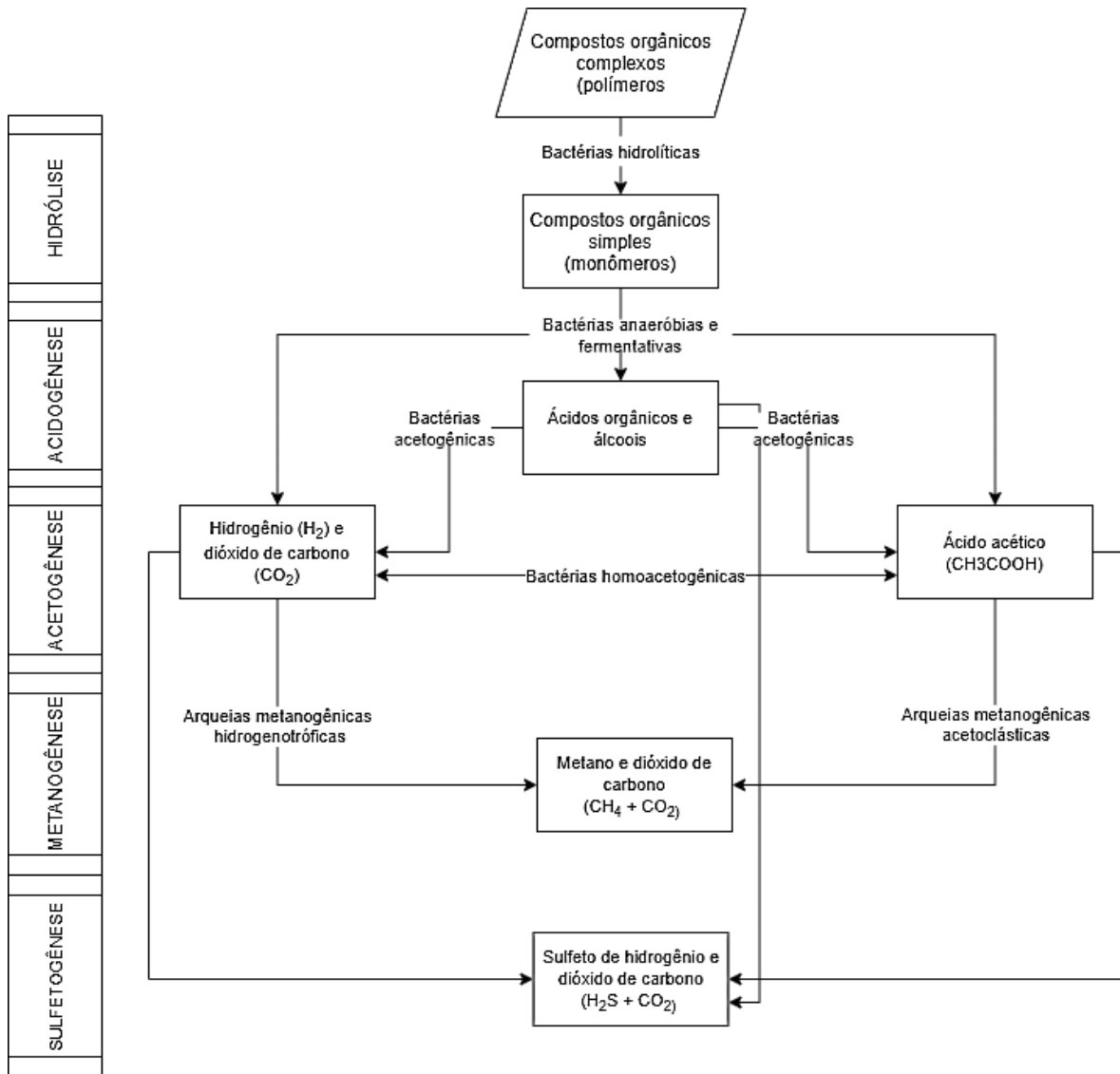


Fonte: Elaboração própria.

O processo de BDA, ilustrado na Figura 8 compreende quatro etapas, sendo: (i) hidrólise, (ii) acidogênese, (iii) acetogênese e (iv) metanogênese (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Os processos metabólicos dependem da atividade de ao menos três grupos distintos de microrganismos para promover a fermentação estável e autorreguladora da matéria orgânica. Esses grupos incluem bactérias acidogênicas (ou fermentativas), bactérias acetogênicas (ou sintróficas) e as arqueias metanogênicas (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019; MADSEN; HOLM-NIELSEN; ESBENSEN, 2011; RIBAS, 2006).

Figura 8: Processos de bioconversão anaeróbia da matéria orgânica



Fonte: Elaboração própria com base em Fuess (2017) e Kunz; Steinmetz e Amaral (2019).

I. Hidrólise

A primeira etapa do processo da biodigestão anaeróbia, consiste na quebra dos compostos de alta massa molecular - cadeias carbônicas de proteínas, lipídeos e polissacarídeos, realizadas por enzimas extracelulares, excretadas por bactérias hidrolíticas e fermentativas em um processo bioquímico. Os produtos originados desta reação são compostos orgânicos simples (monômeros) - aminoácidos, açúcares e ácidos orgânicos (DEUBELIN; STEINHAUSER, 2008).

II. Acidogênese

Nesta fase, as bactérias fermentativas acidogênicas consomem os produtos solúveis resultantes da hidrólise, sendo convertidos em ácidos orgânicos de cadeia curta, tais como: moléculas de

1 a 5 carbonos (ácido butírico, ácido propiônico, ácido acético), álcoois, hidrogênio, dióxido de carbono, entre outros compostos orgânicos de alta solubilidade (DEUBELIN; STEINHAUSER, 2008; KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

III. Acetogênese

A etapa de acetogênese é considerada crítica ao processo, os produtos da fase acidogênicas servem de substrato para as bactérias acetogênicas, onde estas transformam as substâncias geradas anteriormente em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), produzindo concomitantemente hidrogênio (H₂) e dióxido de carbono (CO₂), as bactérias homoacetogênicas regem o equilíbrio da direção da reação de consumo de hidrogênio e dióxido de carbono (DEUBELIN; STEINHAUSER, 2008).

IV. Metanogênese

Na última etapa, ocorre a metanogênese em condições estritamente anaeróbias, sendo que o carbono contido na biomassa é convertido primordialmente a dióxido de carbono e metano através da ação das arqueias metanogênicas (DEUBELIN; STEINHAUSER, 2008; KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Nesta etapa, dois grupos principais de arqueias metanogênicas atuam sobre os produtos gerados das etapas anteriores: as arqueias metanogênicas acetoclásticas, responsáveis pela produção de aproximadamente 70% de metano do processo, tendo como fonte de energia os ácidos acéticos para produzir metano e dióxido de carbono e as arqueias hidrogenotróficas, produzem cerca de 30% do metano do processo, utilizam o hidrogênio e dióxido de carbono como fonte de energia, assim, formando metano a partir desta reação (FUESS, 2017).

V. Sulfetogênese

Em substrato com pouca ou nenhuma concentração de sulfatos, a biodigestão ocorre das fases de hidrólise até a metanogênese. No entanto, a biodigestão de águas residuárias ricas em sulfato (caso da vinhaça), pode estimular o processo de sulfetogênese (FUESS, 2017).

De acordo com Baldacin e Pinto (2015) no processo de sulfetogênese os sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados oxidados são reduzidos a sulfetos; sendo que na produção de sulfetos o sulfato e outros componentes a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. A redução de SO₄⁻² ocorre porque este é oceptor terminal de elétrons no processo de degradação de matéria orgânica por síntese de energia.

Águas residuárias ricas em sulfatos estimulam este processo por um grupo específico de microrganismos, as chamadas de bactérias redutoras de sulfato (BRS), sendo anaeróbias estritas

(FUESS, 2017). As BRS são responsáveis, portanto, pela redução dos compostos de enxofre em sulfetos dissolvidos ($\text{HS}^- / \text{S}^{2-} / \text{H}_2\text{S}$) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) no biogás (O'FLAHERTY; COLLINS; MAHONY, 2006).

Portanto, o biogás é formado principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), mas pode ter frações menores de hidrogênio (H_2), nitrogênio (N_2) e o sulfeto de hidrogênio (H_2S) (FUESS, 2017).

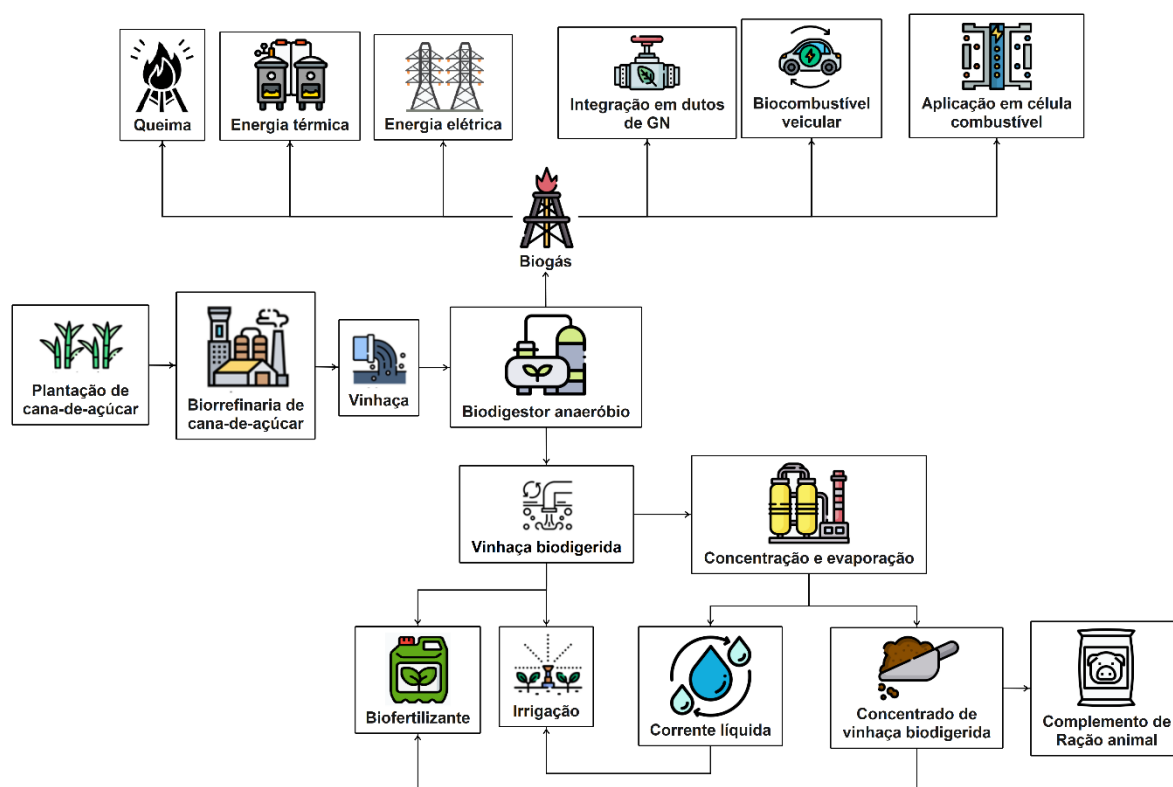
Embora o sulfeto de hidrogênio esteja presente em pequenas quantidade, esse é um gás altamente tóxico e corrosivo, por isso recomenda-se sua remoção.

4. ALTERNATIVAS PARA OS COPRODUTOS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA VINHAÇA

Como visto anteriormente, os dois principais coprodutos do processo anaeróbio são: digestato e biogás. Este capítulo tem como premissa levantar as principais alternativas de usos finais dos coprodutos gerados na biodigestão anaeróbia, representando as possibilidades mais acessíveis para a realidade da indústria sucroalcooleira de cana-de-açúcar, e, assim, determinar a alternativa mais relevante e representativa da realidade atual.

A Figura 9 indica as alternativas mais proeminentes para o uso dos coprodutos da biodigestão anaeróbia da vinhaça.

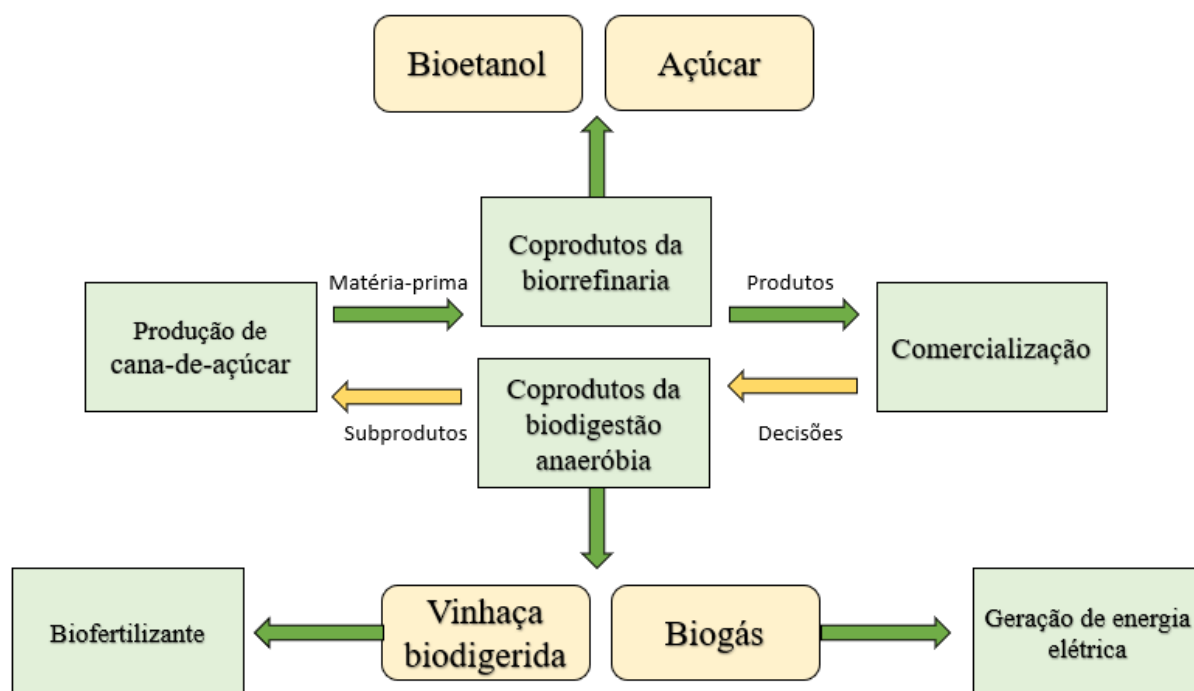
Figura 9: Esquema dos usos mais relevantes para os coprodutos da biodigestão anaeróbia da vinhaça



Fonte: Elaboração própria.

Para esta pesquisa o cenário assumido, considerando a realidade desta indústria no Brasil, será composto do uso do biogás para geração de energia elétrica e do digestato (vinhaça biodigerida) para biofertilizante utilizado na fertirrigação da cana-de-açúcar. Os motivadores dessas escolhas serão melhor discutidos nos tópicos abaixo, assim como será avaliada a caracterização desses coprodutos. Este cenário é esquematizado na Figura 10.

Figura 10: Esquema simplificado do cenário de pesquisa



Fonte: Elaboração própria.

4.1. Vinhaça biodigerida

A vinhaça biodigerida (digestato) é um dos coprodutos gerados a partir da biodigestão anaeróbia. Este coproduto tem potencial de reduzir grande parte da matéria orgânica biodegradável, quando condições ideais são fornecidas aos biodigestores, como temperatura, agitação, recirculação de fluidos, controle de pH, entre outros (FUESS; GARCIA, 2015; WILLINGTON; MARTEN, 1982).

Uma dificuldade para o desenvolvimento da tecnologia de BDA é a destinação correta para o digestato, pois se feito o tratamento convencional de águas residuárias (físico, físico-químico ou biológico), o processo se torna inviável economicamente, quando se trata da indústria sucroalcooleira. Na exclusão do tratamento convencional, tem-se na reciclagem do digestato uma opção viável da sua destinação. Entretanto, a logística de distribuição deve ser analisada com cautela, pois pode acarretar em danos ambientais e econômicos, considerando-se ainda as limitações das técnicas de manejo (DAHUNSI; OGUNWOLE, 2021; NICOLOSO et al., 2019).

A vinhaça biodigerida tem uma destinação promissora para a fertilização da cultura de cana-de-açúcar, sendo que a principal abordagem é a utilização deste coproduto no campo, via

adubação e o aproveitamento do teor de água presente para irrigação da cultura (SILVA, 2012b).

No processo de biodigestão há pouca perda de água, assim, além do aproveitamento dos nutrientes, há a vantagem do uso da água para irrigação. Portanto, a fertirrigação com VBD, consiste no aproveitamento concomitante da água para irrigação e dos nutrientes para adubação.

Embora alguns benefícios da reciclagem da VBD sejam destacados, principalmente na redução do uso de água doce e de fertilizantes minerais, seu uso deve ser analisado com ponderação.

A carga orgânica da vinhaça biodigerida, expressas pela demanda química de oxigênio, apresentada na Tabela 4, é minimizada pelo processo de biodigestão anaeróbia. (BULLER et al., 2021; DEL NERY et al., 2018; FERRAZ JUNIOR et al., 2022; MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015). Nota-se ainda pela Tabela 4 que variados tipos de reatores possuem diferentes eficiências no sentido de redução de DQO, o que em si já sugere uma busca mais aprofundada por parte das indústrias que busquem a implementação dessa solução em sua cadeia produtiva, evidenciando o fato de que os estudos apresentados na tabela são todos em escala laboratorial.

Tabela 4: Eficiência de remoção de DQO relacionada ao tratamento anaeróbio da vinhaça

DQO inicial [mg/L]	Eficiência de remoção [%]	Tipo de reator	Referência
19220	88,0	UASB	Del Nery et al. (2018)
28300	75,5	APBR + UASB	Fuess et al. (2017)
28300	82,6	APBR + ASTBR	Fuess et al. (2017)
35200	72,6	APBR + UASB	Ferraz Junior et al. (2016)
35200	63	UASB	Ferraz Junior et al. (2016)

A cultura da cana-de-açúcar necessita de níveis adequados de umidade para o seu desenvolvimento. Segundo a ANA (2017) as plantações de cana-de-açúcar são atribuídas como a maior área irrigada no Brasil, pois dos 6,95 milhões de hectares irrigados no país, 2,07 milhões são da cultura da cana, o que corresponde a 29,51% da área total de canaviais. A fertirrigação feita exclusivamente com água de reuso (vinhaça e outras águas residuárias) está presente em 79,5% da área irrigada de cana-de-açúcar. Analogamente à vinhaça *in natura*, a VBD também

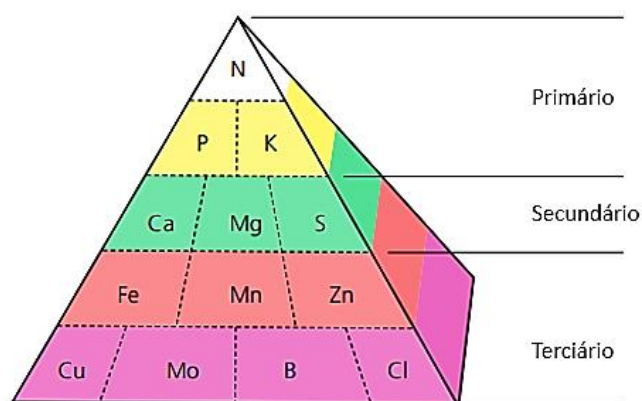
pode ser utilizada na fertirrigação, compondo as possíveis fontes de água de reuso para essa finalidade.

Em termos de produção agrícola para cana-de-açúcar, os nutrientes adequados e o atendimento às necessidades hídricas da cultura, tornam-se os suprimentos essenciais com maior impacto sobre a produtividade (MEYER, 2013a).

A cana-de-açúcar consiste essencialmente em água, material orgânico e minerais, os elementos estruturais carbono, hidrogênio e oxigênio, compondo aproximadamente 95% da massa fresca da planta, o restante (3-5%) são componentes minerais dos quais são essenciais ao seu crescimento e manutenção do ciclo reprodutivo (MEYER, 2013b; VITTI; LUZ; ALTRAN, 2015).

Os macronutrientes principais incluem o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K), conhecidos como nutrientes primários NPK, já o cálcio (Ca), o magnésio (Mg) e o enxofre (S) são conhecidos como nutrientes secundários, e por fim encontram-se os micronutrientes que compõem o grupo terciário, compostos pelo zinco (Zn), o cobre (Cu), o ferro (Fe), o manganês (Mn), o boro (B), o cloro (Cl) e o molibdênio (Mo), esses elementos são essenciais para a cultura e são observados na Figura 11 (MEYER, 2013a).

Figura 11: Nutrientes essenciais para a cana-de-açúcar



Fonte: Meyer (2013a).

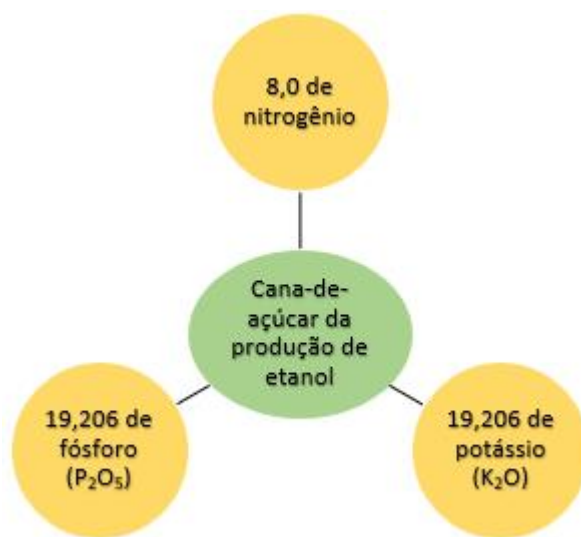
Outro fator que corrobora para o uso da vinhaça biodigerida na fertirrigação é o potássio, que quase não perde sua concentração com o processo de biodigestão, como observado na Tabela 5. A cultura da cana-de-açúcar consome grandes quantidades de fertilizante, sendo o principal fertilizante com potássio utilizado no Brasil o KCl, que contém cerca de 60% de K_2O (OTTO; VITTI; LUZ, 2010). Além do fator nutricional, há o econômico, pois o potássio tem alto custo de importação aos produtores, e recentemente a alta no preço do potássio tem trazido

preocupação para o mercado, este insumo triplicou de valor no primeiro semestre de 2022 em relação ao mesmo período no ano anterior e a tendência é de alta devido ao cenário de guerra entre Rússia e Ucrânia (CAZETTA et al., 2012; GLOBORURAL, 2022).

Além do potássio, a redução do custo com nitrogênio através da fertirrigação com vinhaça pode chegar em média 25% (SIVALOGANATHAN et al., 2013). Estes dados podem ser análogos quando se trata do potássio, visto que não há perdas significativas desse elemento na biodigestão anaeróbia, no entanto, pode haver perdas consideráveis quando se trata do nitrogênio devido ao processo que as populações desnitrificantes desempenham.

Com base no alto teor de nutrientes da vinhaça a redução com aplicações de potássio (K_2O) e fósforo (P_2O_5) nos campos através da fertilização mineral pode atingir 50 e 80%, a Figura 12 apresenta valores médios da aplicação de fertilizantes NPK para a cana-de-açúcar (DONZELLI, 2005).

Figura 12: Uso de fertilizantes na cana-planta [g/m^3 etanol]



Nota: considerando-se 71t de cana/ha e 88L de etanol/t cana em usina autônoma.
Fonte: Adaptado de Donzelli (2005).

A vinhaça biodigerida além de possuir apreciáveis teores de NPK, possui um pH próximo ao neutro, o que facilita seu manuseio e aplicação no solo, quando comparada a vinhaça *in natura*.

Já a vinhaça *in natura* a partir do melaço apresenta valores mais elevados de DQO. Neste tipo de vinhaça também são observados níveis mais elevados de cálcio, magnésio e fósforo. Mas independentemente da origem da vinhaça, seu teor de matéria orgânica e potássio se destacam entre os demais elementos (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

Comparando as características físico-químicas da vinhaça *in natura* e da vinhaça biodigerida, tem-se o que é apresentado na Tabela 5.

Tabela 5: Caracterização físico-química da vinhaça *in natura* e vinhaça biodigerida

Parâmetro	Vinhaça <i>in natura</i>	Vinhaça biodigerida*
DQO total [mg/L]	19220 ± 2410	2270 ± 710
Ácidos voláteis totais [mg/L]	2120 ± 723	174 ± 44
Sólidos totais [mg/L]	14570 ± 3420	8830 ± 1940
Sólidos voláteis totais [mg/L]	9340 ± 4125	2140 ± 520
Sólidos suspensos totais [mg/L]	2210 ± 890	990 ± 302
Sólidos suspensos voláteis [mg/L]	1880 ± 850	710 ± 135
Ácido acético [mg/L]	334 ± 104	32,2 ± 0,87
Ácido propiônico [mg/L]	46 ± 35	4,85 ± 7,87
Ácido butirico [mg/L]	38 ± 40	12,77 ± 3,04
Ácido valérico [mg/L]	15 ± 12	13,45 ± 7,73
Etanol [mg/L]	148 ± 153	0,3 ± 0,87
Sulfato [mg SO₄²⁻/L]	648 ± 545	46,17 ± 29,86
Sulfeto [mg S²⁻/L]	3,04 ± 7,34	38,36 ± 48,25
Ortofosfato [mg PO₄³⁻/L]	102 ± 166	48 ± 25
Nitrogênio amoniacal [mg NH₃-N/L]	45 ± 24	43 ± 17
Nitrato [mg NO₃-N/L]	441 ± 397	86 ± 49
Nitrogênio Kjeldahl total (NKT) [mgN/L]	345 ± 140	219 ± 33
pH	4,2 ± 0,19	7,75 ± 0,23
Alcalinidade total [mg CaCO₃/L]	-	3996 ± 1038
Alcalinidade parcial [mg CaCO₃/L]	-	3239 ± 905
Cálcio [mg Ca/L]	540 ± 213	424 ± 185
Ferro [mg Fe/L]	39 ± 24	10 ± 3
Magnésio [mg Mg/L]	237 ± 75	192 ± 64
Sódio [mg Na/L]	277 ± 529	1170 ± 466
Potássio [mg K/L]	1470 ± 565	1220 ± 500

* Os valores podem ser alterados dependendo das características da vinhaça, dos ajustes de operação e do sistema anaeróbio empregado.

Fonte: Del nery et al. (2018).

Os valores indicados na tabela serão discutidos mais profundamente na seção de resultados, mas é possível identificar de antemão que, como apresentado anteriormente, os

principais elementos que favorecem ao uso da VBD para fertirrigação, que são água e nutrientes minerais, realmente se conservam no processo da biodigestão.

No entanto, alguns trabalhos vêm demonstrando que a vinhaça biodigerida pode conter compostos recalcitrantes (difícil degradação), esses são caracterizados principalmente pelos compostos fenólicos, o que sugere a vinhaça um caráter recalcitrante, o que pode impactar a conversão biológica (FUESS et al., 2022; SANTOS et al., 2019).

Ressalta-se no entanto, que o despejo da vinhaça biodigerida não poderá ser lançada em corpos hídricos, ainda que possua menor carga orgânica, pois seus parâmetros físico-químicos se opõem as diretrizes estabelecidas pela CONAMA n°430 de 2011 para essa destinação.

Considerando os benefícios como redução do consumo de água e de fertilizantes minerais, a fertirrigação utilizando vinhaça biodigerida é uma alternativa plausível dentro do ciclo industrial da cana-de-açúcar. Porém sua aplicação deve ser analisada com cuidado, de forma a verificar suas implicações diretas e indiretas.

Retomando o que foi apresentado na Figura 9, ainda há a possibilidade de destinação da VBD para a concentração e evaporação. Para a concentração e evaporação, exige-se elevados valores de energia no processo. Murphy e Power (2008) relatam que a remoção da água exige quantidades de energia tão altas quanto 2,88 GJ (800 kWh) para cada tonelada de água evaporada. Avaliando-se os subprodutos gerados: água e concentrado de vinhaça; o investimento de energia requerido pode não compensar financeiramente para a indústria (ROCHA, 2009).

Para além da viabilidade econômica dos coprodutos de tratamento da VBD, ressalta-se o fato de que o foco da indústria quando da instalação do biodigestor, é o de aproveitamento do Biogás, tratado na próxima seção deste trabalho, por seu maior valor agregado. Por isso, maiores investimentos no tratamento da VBD, dadas as vantagens de sua utilização direta na fertirrigação, fogem do foco dos investimentos da indústria. Este fato é corroborado pelo que se observa de atividade de implementação industrial no país, onde há poucas iniciativas de grande porte para a instalação desses concentradores e evaporadores.

4.2. Biogás

O mercado de biogás está diante de alto crescimento devido a sua flexibilidade de produção. Isto se dá pela diversidade do seu uso como matéria-prima em diferentes escalas e inserida a diversas aplicações.

Há ainda poucas indústrias sucroalcooleiras com implementação da tecnologia de biodigestão anaeróbia, mas o mercado sustentável tem ganhado espaço e isso impulsiona a incorporação de tecnologias que melhorem a aproveitamento dos recursos. Sendo assim, a adesão ao uso de BDA pode condicionar melhorias no ciclo do bioetanol, trazendo ganhos de sustentabilidade a todo o setor.

Frequentemente os benefícios ambientais são destacados, quando o uso do biogás é aplicado, sendo apontado como uma alternativa válida e sustentável quando comparada aos combustíveis fósseis. A biodigestão anaeróbia conduz a obtenção do biogás, sendo que tal processo é viabilizado através de fontes renováveis, caso da vinhaça proveniente da indústria sucroalcooleira (FUESS; GARCIA, 2015; MORAES et al., 2014; POVEDA, 2014).

A redução da carga orgânica da vinhaça biodigerida quando comparado a vinhaça *in natura*, é relacionada diretamente a transformação da matéria orgânica em gás metano e gás carbônico, que são os principais componentes do biogás que é altamente calorífico. A Tabela 6 mostra o potencial calorífico do metano comparado a outros gases.

Tabela 6: Poder calorífico inferior de alguns combustíveis

Combustível	Poder calorífico	Referência
	inferior ^a	
	MJ/kg	
Gasolina	44,00	Heywood (1988)
Gás natural	45,00	Heywood (1988)
Metanol	20,00	Heywood (1988)
Etanol	26,90	Heywood (1988)
Propano	46,40	Heywood (1988)
Metano	50,00	Heywood (1988)
Hidrogênio	120,00	Heywood (1988)
Diesel leve	43,20	Heywood (1988)
Diesel pesado	42,80	Heywood (1988)
Bagaço de cana (umidade 50%)	8,90	ETC (2000)
Biogás (60% de CH₄ e 40% de CO₂)	17,7	Zilotti (2012)
Biogás (75% de CH₄ e 25% de CO₂)	26,18	Zilotti (2012)

O biogás proveniente da vinhaça de cana-de-açúcar pode ter seu percentual de metano e dióxido de carbono variado, pois fatores que envolvem temperatura, pH, alcalinidade,

macronutrientes, micronutrientes, tempo metabólico adequado e a fonte de carbono podem afetar as taxas de reação química e bioquímica. Na Tabela 7 pode-se observar as faixas percentuais de cada componente do biogás proveniente da vinhaça.

Tabela 7: Composição do biogás derivado da vinhaça de cana-de-açúcar

Componente	Percentual (%)
Metano	40 - 75
Dióxido de carbono	25 - 40
Nitrogênio	0,5 - 2,5
Oxigênio	0,1 - 1
Sulfeto de hidrogênio	0,1 - 0,5
Amoníaco (NH₃)	0,1 - 0,5
Monóxido de carbono	0 - 0,1
Hidrogênio	1 - 3

Fonte: Marafon et al. (2020).

Segundo Wilkie (2008) as tecnologias disponíveis para o tratamento anaeróbico de águas residuárias permitem a obtenção de rendimento de metano em uma faixa de 50% a 97% a depender das características da matéria orgânica. Para a vinhaça da cana-de-açúcar as matérias-primas utilizadas podem ser oriundas de diferentes tipos de mostos (caldo, melação e sistemas mistos), alguns trabalhos demonstram a eficiência de metano obtido com o processo de BDA, como pode ser visto na Tabela 8.

Tabela 8: Eficiência de rendimento de metano associado a vinhaça

Matéria-prima	Eficiência (%)	Tipo de reator	Referência
Melaço + Caldo	65,0	UASB	Del Nery et al. (2018)
Melaço + Caldo	70,7	UASB	Fuess (2017)
Melaço + Caldo	80,3	ASTBR	Fuess (2017)
Melaço	72,7	Filme fixo	Goyal; Seth e Handa (1996)

Fuess e Garcia (2012) ressaltam que existe uma sensível flutuação dos valores de rendimento de metano, devido a: (i) diferenças na carga orgânica aplicada aos reatores, (ii) volume e tipo de reator utilizado e (iii) tipo de matéria-prima. No entanto, o valor médio

Em relação ao biogás para a produção de energia elétrica a Empresa de Pesquisa Energética (EPE) considera que o setor sucroenergético tem potencial técnico de exportação de bioeletricidade de 17,6 mil GWh até 2031 (EPE, 2022).

A utilização do biogás para geração de energia elétrica tem grande potencial e vantagens em seu uso. Nogueira et al. (2015) apresentaram uma avaliação técnico-econômica da produção de energia elétrica a partir do biogás da vinhaça e obtiveram custos variáveis entre 38 e 47 US\$/MWh (da ordem de R\$199,12/MWh a R\$246,28/MWh para a cotação do dólar de R\$5,24/US\$ registrado em 9 de Novembro de 2022 pelo Banco Central do Brasil⁴). O que se confirma por ser um valor competitivo quando comparado aos valores de referência para custo de produção de eletricidade realizado pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) no Leilão de Geração A-4 de 2022 (ANEEL, 2022) para variadas fontes, como apresentado na Tabela 9.

Tabela 9. Comparativo de Custo de referência para geração em variadas fontes de energia elétrica no Leilão da ANEEL

Fonte de energia	Valor em R\$/MWh
Eólica	225,00
Fotovoltaica	225,00
Hidroelétrica	315,00
Termoelétrica a biomassa	315,00

Fonte: ANEEL (2022).

Estes dados reforçam ainda o potencial de exportação de energia elétrica proveniente desta fonte, combinando disponibilidade (pelo grande potencial brasileiro) e custo. Moeda (2016) analisou o potencial de geração de biogás e eletricidade no Uruguai e obteve um máximo de 2,6 milhões de m³/ano, o que equivale a uma produção anual de energia de 8,9 GWh/ano. Cerca de 19 mil vezes menor que o potencial brasileiro.

Para Moraes et al. (2014) o uso de biogás de vinhaça para a geração de energia em motores de combustão interna estacionária poderia gerar 85 milhões de dólares de créditos de carbono em 2009.

Corroborado por del Nery et al. (2018) o uso do metano proveniente do biogás para produzir eletricidade é justificável, pois foi demonstrado que, considerando o padrão de consumo de energia do sudeste do Brasil, uma grande usina de etanol pode produzir energia

⁴ Valor de conversão realizado pela autora.

suficiente para abastecer mais de 31 mil casas durante a safra de cana-de-açúcar. Ainda pode-se inferir que pouco mais de 90% de toda cana plantada no Brasil é colhida na região centro sul, na qual está a maior parcela da população, assim, gerar mais eletricidade perto deste mercado minimiza perdas de distribuição.

No Brasil a Resolução nº 482 da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) regulamentou a produção descentralizada de energia incentivando o uso a partir de fontes renováveis, inclusive ceder o excedente para a rede de distribuição de sua localidade (ANEEL, 2012). Tal normativa é estimulada devido aos potenciais benefícios da modalidade, entre as justificativas encontra-se o baixo impacto ambiental quando comparada a outras fontes e por se tratar de valorização de coprodutos.

No contexto apresentado, pode-se analisar as demais destinações apresentadas na Figura 9, discutidas a seguir.

A queima simples do biogás, que pode ser considerada um processo de tratamento de resíduo, não usufrui dos potenciais benefícios econômicos do Biogás, desta forma é economicamente inviável e por isso não foi considerada o caso de uso mais relevante (ALAVIJEH; YAGHMAEI, 2016; SANTOS; LIMA, 2016).

Já a energia térmica advinda do Biogás, no contexto da indústria sulcraoalcooleira, concorre com o aproveitamento térmico do bagaço da cana. O uso do bagaço é uma solução popularizada nas usinas, não agregando com isso os benefícios que seriam exclusivos do Biogás nesta cadeia produtiva.

As destinações de integração em dutos de GN e biocombustível veicular, exigem um desenvolvimentos posterior da cadeia produtiva que extrapola a infraestrutura atualmente instalada, para um caso a própria existência dos dutos e para o outro a existência de veículos adaptados ao Biogás. Esta barreira não existe no caso da distribuição de energia elétrica que já se encontra madura, SIN (Sistema Interligado Nacional), e por isso também não foram considerada os casos de uso maior relevância.

Por fim, a aplicação em célula combustível, é uma tecnologia de menor nível de maturidade. O seu uso envolve não apenas o melhor desenvolvimento de motores à célula combustível como também a purificação adicional do Biogás que agregaria um maior custo para a sua implementação (BAGGIO, 2017).

Deste modo, analisando-se a realidade atual do país, o uso do biogás para geração direta de energia elétrica a partir de motores de combustão interna é a aplicação mais relevante para

o setor, de forma a contribuir para o desenvolvimento da utilização de energias renováveis. Por isso, foi o cenário base para o desenvolvimento deste trabalho.

4.3. Considerações

Para este trabalho optou-se pela alternativa mais relevantes dentro do ciclo da indústria sucroalcooleira, desta forma recomenda-se para trabalhos futuros a pesquisa de outras alternativas aos coprodutos da biodigestão anaeróbia.

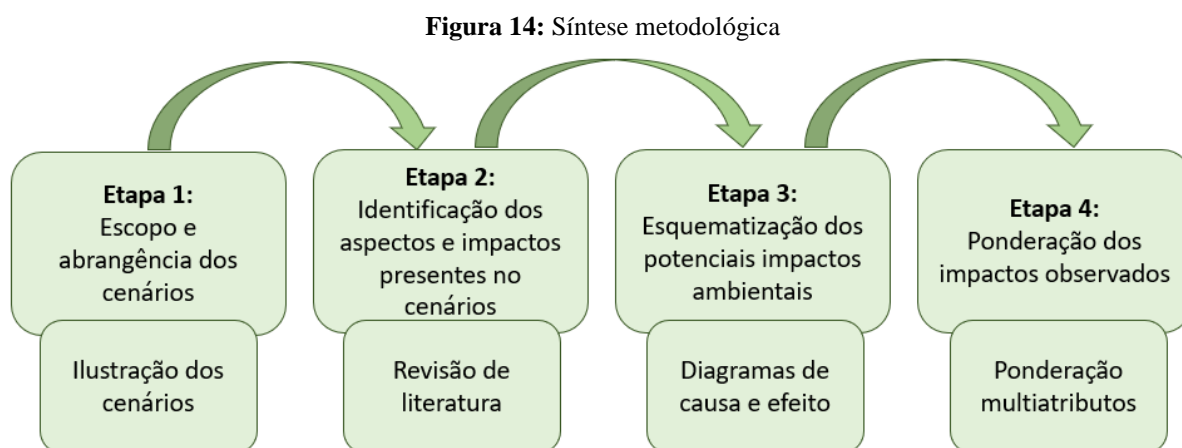
A partir do processo de biodigestão anaeróbia, os coprodutos – biogás e vinhaça biodigerida – possuem utilidades mais acessíveis ao setor, sendo a fertirrigação e o uso do biogás para geração de energia elétrica, que vem se mostrando cada vez mais adequada para a realidade brasileira que tem construído um cenário de produção de energia por fontes renováveis cada vez mais acentuado.

Ainda que a fertirrigação com vinhaça biodigerida seja uma opção possível e com menor carga orgânica, há a necessidade de considerar as formas de manejo, as condições edafoclimáticas e os diferentes tipos de cultura.

Neste trabalho optou-se por um olhar genérico sobre as condições do meio, a fim de destacar os potenciais impactos sob a perspectiva das características dos coprodutos. Isso significa que a pesquisa se ponderou em analisar o meio físico em um cenário geral da indústria sucroalcooleira, portanto, características específicas de condições edafoclimáticas foram desconsideradas neste estudo.

5. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste capítulo é apresentada a estruturação para o desenvolvimento da análise dos potenciais impactos ambientais causados pela inserção da tecnologia de biodigestão anaeróbia da vinhaça de cana-de-açúcar, bem como o escopo e abrangência do cenário a ser analisado. A Figura 14 ilustra a síntese metodológica utilizada no trabalho, a qual é composta de quatro etapas.



Fonte: Elaboração própria.

5.1. Descrição dos cenários

O cenário de interesse é composto dos coprodutos digestato e biogás, sendo utilizados para fertirrigação e produção de energia elétrica respectivamente. Para que a inserção da biodigestão anaeróbia como alternativa para o tratamento da vinhaça fosse melhor avaliada quanto ao desempenho ambiental, optou-se por utilizar um cenário de referência como fonte comparativa. Este cenário de referência por sua vez, foi o da própria vinhaça *in natura* para fertirrigação, por ser o cenário mais comum na realidade sulcroalcooleira e por ser o *status quo* que se pretende mudar pela inserção do biodigestor anaeróbio para benefício do ciclo de produção do bioetanol.

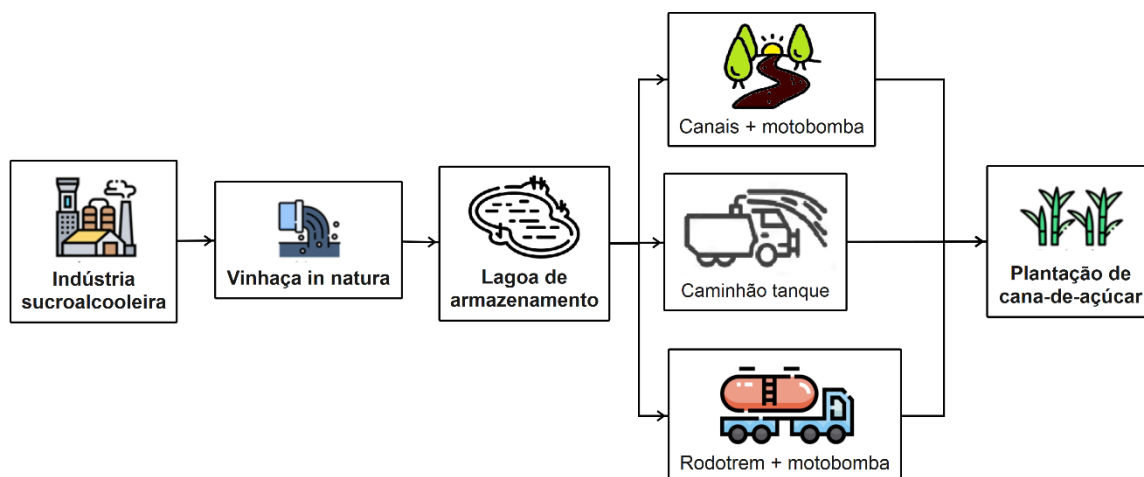
Na sequência, cada um dos cenários foram apresentados em escopo e abrangência:

Cenário de referência (CenR): Fertilrigação com vinhaça *in natura*

Neste cenário foi analisada a fertilrigação com vinhaça *in natura*, aplicada diretamente nas plantações de cana-de-açúcar. Para isto o estudo se baseou em um caso genérico, para destacar os impactos advindos das características físico-químicas da vinhaça e seus efeitos no meio afetado.

Este cenário foi caracterizado de acordo com o proposto por Poveda (2014), e seu esquema é ilustrado na Figura 15. Assim, este cenário foi assumido no trabalho e tem o propósito de servir de referência para realizar uma análise comparativa referente à inserção da biodigestão anaeróbia no ciclo de produção de bioetanol.

Figura 15: Ilustração do cenário com uso da vinhaça *in natura* para fertilrigação



Fonte: Elaboração própria baseado em Poveda (2014).

Neste modelo a vinhaça *in natura* é armazenada em uma lagoa de armazenamento, onde foram assumidos três formas de transporte e armazenamento: o transporte realizado por canais e posteriormente seu despejo por motobomba a diesel, também chamado de sistema de irrigação do tipo alimentado por canais, como ilustra a Figura 16. Ressalta-se que para este trabalho também foi assumido que o transporte da vinhaça por canais possui devida impermeabilização do solo.

Figura 16: Sistema de irrigação da vinhaça do tipo alimentado por canais (canal + motobomba)



Fonte: Sousa ([s.d.]).

Com o caminhão-tanque o transporte e irrigação ocorrem em um sistema único como ilustra a Figura 17.

Figura 17: Sistema de transporte e irrigação da vinhaça com caminhão tanque



Fonte: Agroplanning (2022).

Outra forma de transporte e irrigação considerada foi sistema de irrigação do tipo rodotrem + motobomba, ambos abastecidos por diesel como ilustra a Figura 18.

Figura 18: Sistema de irrigação do tipo rodotrem + motobomba



Fonte: Sousa ([s.d.]).

Apesar da complexibilidade dos sistemas de transporte/irrigação, Souza (2005) cita que estes sistemas detém mais de 80% da forma de aplicação da vinhaça no Estado de São Paulo como mostra a Tabela 10.

Tabela 10: Sistemas de aplicação de vinhaça no Estado de São Paulo

Forma de aplicação	Participação (%)
Caminhão – tanque convencional	6
Aspersão (canal + montagem direta)	10
Aspersão (canal + rolão)	53
Aspersão (caminhão + rolão)	31

Fonte: Souza (2005).

Cenário de Interesse (CenI): Biodigestão anaeróbia com vinhaça biodigerida para fertirrigação e biogás para geração de energia elétrica

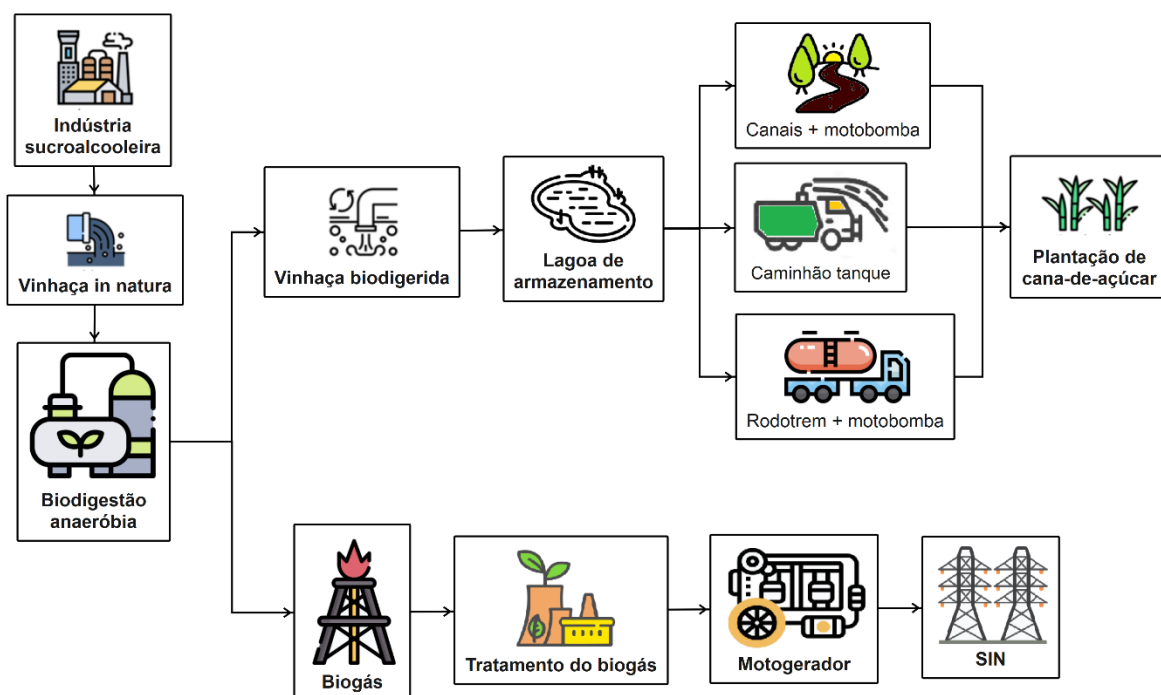
Neste cenário há a inserção do processo de biodigestão anaeróbia da vinhaça de cana-de-açúcar como forma de tratamento e aproveitamento dos coprodutos. A vinhaça biodigerida e o biogás são usados para fertirrigação e geração direta de energia elétrica respectivamente, a fim de analisar como suas características físico-químicas alteram o meio em que são inseridos.

A vinhaça biodigerida será distribuída da mesma forma que no cenário de referência, ao passo que não há redução significativa em volume (POVEDA, 2014).

Deve-se considerar que o biogás precisa passar por um processo de purificação antes de ser fornecido a motores de combustão interna, para retirada de H₂S e umidade, pois estes podem causar corrosões em dutos ou no próprio motor (DEL NERY et al., 2018).

Na Figura 19 pode-se observar a composição desse cenário. Ademais, ressalta-se que todo excedente de eletricidade é posteriormente injetado ao SIN (Sistema Interligado Nacional).

Figura 19: Ilustração do cenário com biodigestão anaeróbia com geração de energia elétrica



Fonte: Elaboração própria baseado em Poveda (2014).

5.1.1. Considerações

A biodigestão da vinhaça acumula uma quantidade mínima de lodo no fundo dos reatores (CAZETTA et al., 2012). Portanto, o lodo será desconsiderado neste estudo.

5.2. Identificação e previsão de potenciais impactos ambientais

O objetivo da avaliação de impacto é prever mudanças em um dado sistema, assim, o estudo deve apresentar um prognóstico da situação do meio afetado, e este deve ser bem fundamentado em hipóteses plausíveis e previsões confiáveis (SÁNCHEZ, 2013).

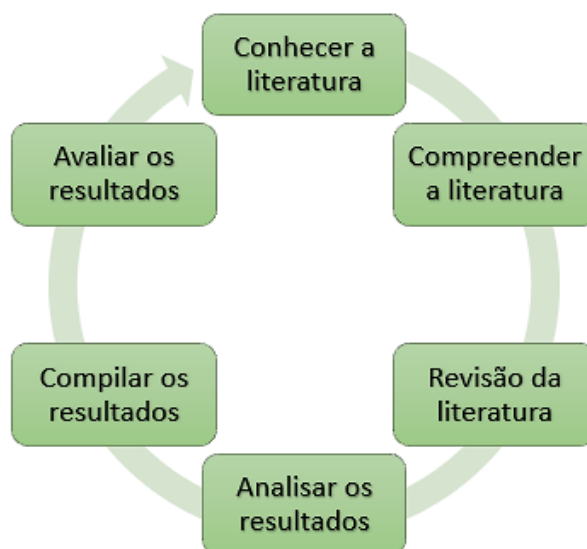
Este trabalho se caracteriza primordialmente como uma pesquisa qualitativa e exploratória. Qualitativa devido aos impactos aqui serem descritivos, tendo como princípio entender os cenários de forma geral. Para tal realização, pode haver aspectos subjetivos da averiguação dos dados, visando fornecer informações que possam ocorrer dentro dos cenários propostos. E exploratórias pois exploram os potenciais problemas advindos dos cenários, de modo a fornecer informações para a investigação dos potenciais efeitos adversos, e assim, ter maior proximidade para construção de hipóteses acerca do objetivo.

Neste trabalho foram utilizados métodos agregados para identificar e prever os potenciais impactos dos cenários.

5.2.1. Fonte de dados e informações

Para identificar impactos e formular hipóteses das relações dos cenários, foi realizado o levantamento de informações baseada em leitura de livros, artigos científicos e trabalhos acadêmicos. Esta revisão foi esquematizada como mostra a Figura 20. Além dessa base teórica qualitativa, foi realizado um levantamento de dados quantitativos das características físico-químicas da composição dos coprodutos, de forma a justificar as hipóteses levantadas.

Figura 20: Fases de uma revisão bibliográfica efetiva



Fonte: Adaptado de Levy e Ellis (2006).

A busca pelas informações foi orientada pelas publicações relacionadas à vinhaça *in natura*, da vinhaça biodigerida e por uso do biogás em motores de combustão interna, buscando trabalhos já consolidados.

5.2.2. Método de comparação e extrapolação para previsão de impactos

O cenário de referência (CenR), vinhaça *in natura* para fertirrigação, foi utilizado como base neste estudo. Por conter maior volume de publicações em relação aos seus efeitos, o CenR serviu de base para avaliar os potenciais impactos.

Uma vez que há um reduzido número de publicações em relação a vinhaça biodigerida na literatura, o CenR guiou a comparação dos impactos no CenI com base nas diferenças físico-químicas entre VN, VBD e considerações do biogás.

As extrapolações, conforme descrito, serviram para prever a magnitude dos impactos no meio físico. Assim, o uso desta analogia entre casos similares, de acordo com Sánchez (2013), deve manter a proporcionalidade entre ação e efeito.

5.2.3. Tratamento estatístico dos dados da literatura

Ao longo do trabalho foram utilizadas variadas publicações relacionadas ao tema, foi nítida uma diferença de harmonização quanto à composição da vinhaça e com isso diferenças em suas características físico-químicas. Afinal, a vinhaça não é normatizada e possui sua composição dependente do mosto e de muitos parâmetros do processo na usina.

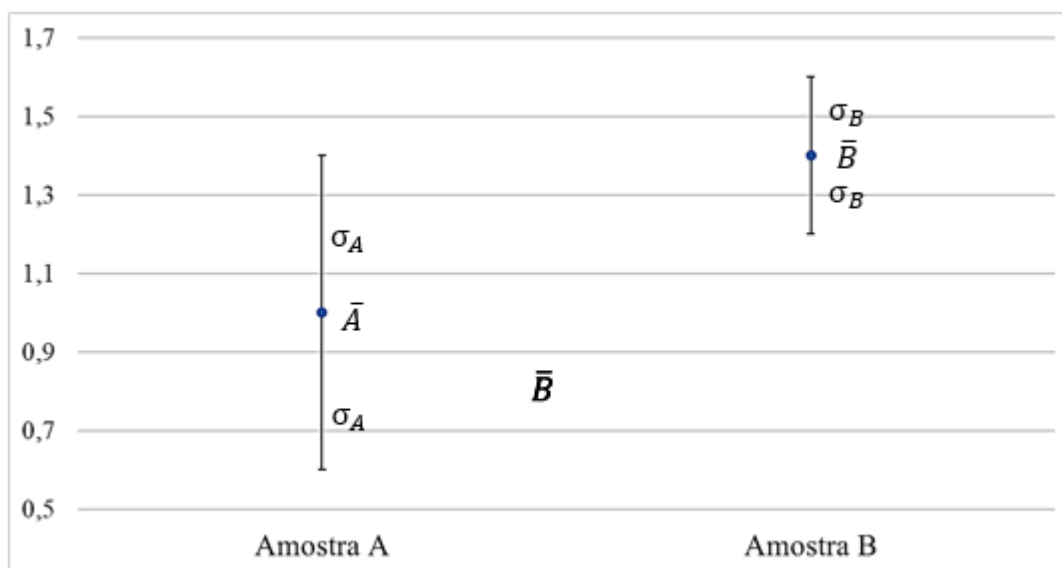
Na intenção de maximizar o uso das publicações da literatura, porém sem negligenciar as diferenças constitutivas que cada autor analisou, buscou-se neste trabalho um tratamento estatístico que permitisse uma comparação entre os dois cenários, mesmo que advindos de vinhaças distintas.

O tratamento estatístico escolhido, foi o do uso de média e desvio padrão em uma representação gráfica, este método foi empregado devido a dispersão dos dados encontrados, desta forma o desvio padrão pode medir a dispersão destes dados e o quanto esse se afasta da média. Assim, cada um dos resultados de características analisadas, foi apresentado de forma a permitir a identificação da tendência global do dado, sem excluir valores obtidos pelos autores de referência.

Vale ressaltar também que as caracterizações feitas por cada publicação da literatura também possuem diferenças. Desta forma, um dado como pH ou mesmo concentração de Magnésio, por exemplo, só estiveram presentes em parte das referências e por isso este trabalho buscou incrementar a análise com o melhor de cada dado disponível.

Na Figura 21 é apresentada a representação gráfica que foi usada nos gráficos produzidos neste trabalho, apresentando o valor da média e de 1 desvio padrão calculado da amostra.

Figura 21: Representação gráfica da média e desvio padrão



Legenda: σ (desvio padrão) e \bar{A} e \bar{B} (média da amostra A e B, respectivamente)

Fonte: Elaboração própria.

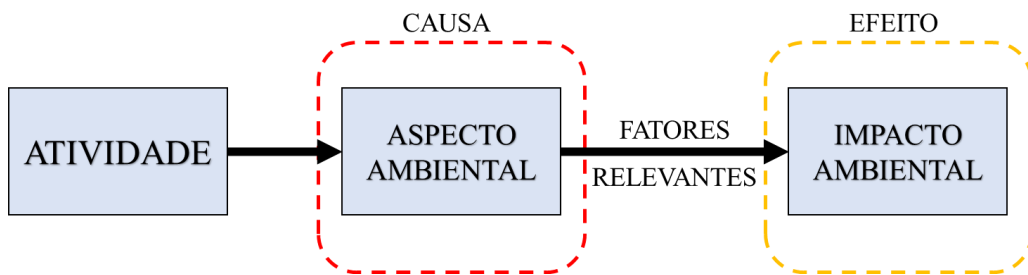
5.2.4. Esquematização e previsão de impactos por redes causais

As redes causais são diagramas que demonstram as relações de causa e efeito para a análise de determinado sistema, vinculando seus elementos de forma a avaliar a influência que um exerce sobre o outro (PERDICOÚLIS; GLASSON, 2006).

Esta etapa da pesquisa tem objetivo de identificar os potenciais impactos ambientais dos cenários de referência e interesse (CenR e CenI). O raciocínio causal é utilizado para prognosticar os efeitos de ações, a prevenção de eventos ou até mesmo modificar um dado desfecho. Esta é uma análise qualitativa que visa reproduzir uma descrição dos seus componentes, suas variáveis, e, assim compreender seu funcionamento.

O modelo gráfico dos diagramas de causalidade é descrito na Figura 22, que demonstra a relação de causa e efeito presente na rede.

Figura 22: Relação causa e efeito



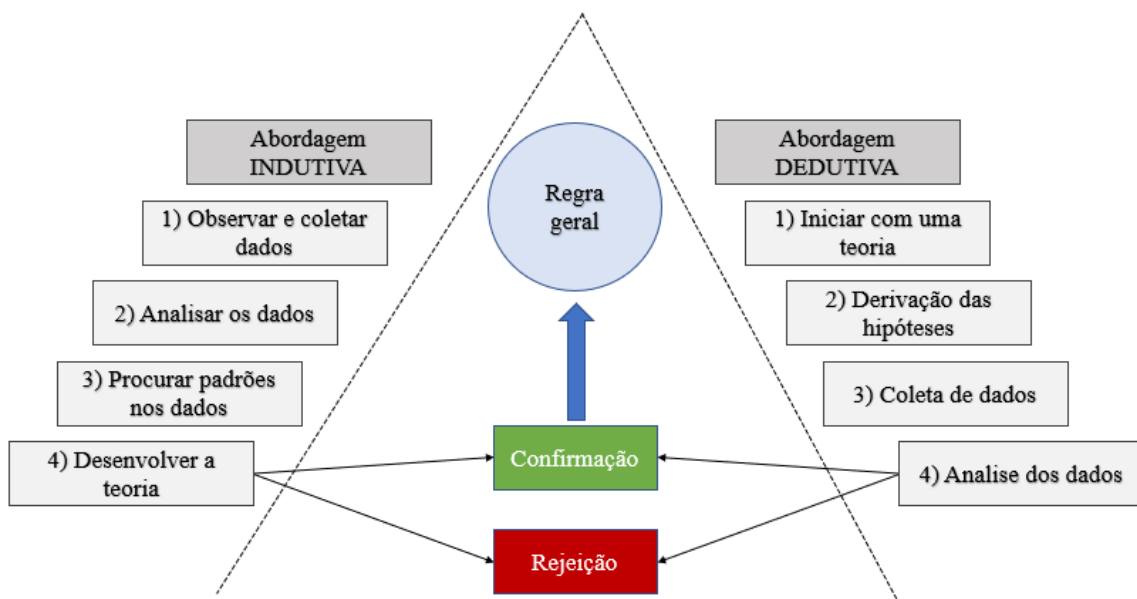
Fonte: Elaboração própria.

O primeiro passo é identificar os aspectos ambientais presentes no sistema, para poder explicar os efeitos. O segundo passo é identificar quais são os fatores relevantes que influenciam na produção de efeitos a partir das causas levantadas no primeiro passo. O terceiro e último passo é prever efeitos (impactos ambientais) causados por cada aspecto ambiental à luz de determinado fator relevante.

Assim, essa etapa tem a pretensão de esquematizar os potenciais impactos dos cenários de estudo. Para isto, foram utilizados dois métodos, o método indutivo e o dedutivo.

Na Figura 23 é sistematizada a forma de identificação e previsão das relações causais que foram realizadas na pesquisa.

Figura 23: Sistematização dos tipos de abordagem para detecção das relações causais



Fonte: Elaboração própria com base em Perdicoulis e Glasson (2006).

Os diagramas de causalidade são formados por nós e setas, sendo que os nós podem ser pontos, textos ou formas, que representam os elementos desta rede. Já as setas, são linhas que representam as relações entre estes elementos da rede (PERDICOÚLIS; GLASSON, 2006).

O diagrama de loop causal (DLC) permite explorar qualitativamente as inter-relações. As variáveis são conectadas por setas que representam as influências causais entre as variáveis, cada seta pode receber uma polaridade, positiva (+), negativa (-) ou (?). Uma polaridade positiva da ligação implica que se a causa cresce, o efeito cresce e da mesma forma, se a causa decresce seu efeito também decresce, ou seja, as mudanças ocorrem na mesma direção. Já na ligação com polaridade negativa se a causa cresce seu efeito decresce, e, igualmente, se a causa decresce o efeito cresce. A polaridade (?) indica que a influência ainda não está claramente explicada na literatura (MIRCHI et al., 2012; PERDICOÚLIS; GLASSON, 2006; STERMAN, 2000).

Outro fator relevante para os diagramas neste estudo é o decurso do tempo em um determinado efeito, alguns efeitos não ocorrerão imediatamente, neste caso a seta terá um duplo traço.

Os símbolos das setas e polaridades são observados no Quadro 1

Quadro 1: Simbologia utilizada nos diagramas de loop causal

A variável A influencia a variável B positivamente – se A cresce então B cresce (ou vice-versa)	Variável A ————+————> Variável B
A variável A influencia a variável B positivamente depois de um certo tempo (não imediatamente)	Variável A ———— +————> Variável B
A variável A influencia a variável B negativamente – se A cresce então B decresce (ou vice-versa)	Variável A ————-————> Variável B
A variável A influencia a variável B negativamente depois de um certo tempo (não imediatamente)	Variável A ———— -————> Variável B
A influência não está claramente explicada na literatura	Variável A ————?————> Variável B

Fonte: Elaboração própria com base em Marche et al. (2022) e Villela (2005).

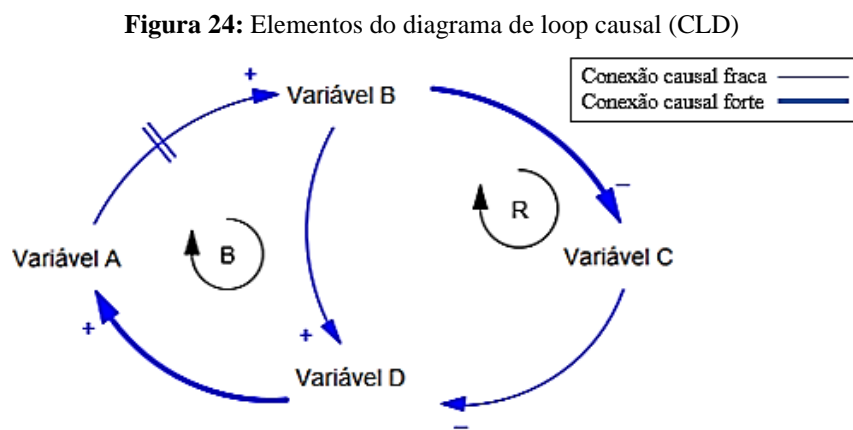
Outro mecanismo utilizado nos diagramas são as formações de loops de feedback de reforço (R) e de equilíbrio (B). Uma malha positiva (reforço – “R”) tende a reforçar ou amplificar o que está ocorrendo dentro do sistema, representando ações crescentes ou em

declínio. Já na malha negativa (equilíbrio – “B”) há oposição as mudanças, representando um mecanismo de autocorreção que contrasta e se opõe à mudança (STERMAN, 2000).

Em síntese, Villela (2005) relata que a malha positiva tem uma tendência de crescimento ou decrescimento, já a malha negativa possui uma tendência a estabilidade (não cresce, nem decresce).

Os modelos gerados foram desenvolvidos pelo software Vensim PLE Versão 9.3.0 – pacote frequentemente utilizado para construir tais modelos.

Para este trabalho o sistema foi representado e analisado dinamicamente, envolvendo a construção de diagrama de loop causal e demonstrando um movimento de feedback no sistema, assim como ilustrado na Figura 24.



Fonte: Elaboração própria.

5.3. Análise de alternativas

Nesta etapa foi realizado uma análise dos dois cenários, CenR e CenI, com propósito de hierarquizar os aspectos e impactos ambientais. Esta etapa complementa a análise anterior, pois a partir da sistematização dos cenários, bem como suas implicações no meio, pode se verificar qual o melhor cenário em termos de impactos ambientais gerados. Nessa sequência a hierarquização dos impactos pode dar subsídios para quais impactos possam vir a ser otimizados.

5.3.1. Método de ponderação multiatributos

A metodologia empregada nesta etapa do trabalho visou ponderar os impactos ambientais, buscando utilizar um código de cores para comparação da intensidade do impacto, isso constitui na avaliação do potencial que determinado impacto tem em alterar o meio afetado. O método de ponderação entre os critérios adotados será utilizado para revelar, dentre os impactos, qual exige maiores compensações em cada cenário. A pontuação utilizou-se de escalas quantitativas e qualitativas, de acordo com a disponibilidade de informações sobre cada impacto em questão (GLASSON; THERIVEL; CHADWICK, 2005).

A análise tem o seu início pela avaliação de cada um dos cenários estudados (CenR e CenI) em relação às suas atividades constituintes. Com isso, segundo o apresentado na seção 5.1, cada atividade do cenário foi dividida em várias linhas de uma tabela, uma para cada aspecto (causa) e seu conseqüente impacto (efeito), conforme descrito na Figura 23.

Com todas as atividades de cada cenário e seus respectivos aspectos e impactos devidamente estratificados, implementou-se o método de ponderação multicritério. Foram utilizados dois critérios na análise: um que classifica o impacto (inexistente, positivo e negativo) e outro que classifica a magnitude desse impacto (intensidade baixa e intensidade alta).

Esta classificação é apresentada no Quadro 2, com a primeira coluna sendo sobre a existência de benefícios ou prejuízos ambientais e a segunda coluna sendo sobre a intensidade do impacto, chamada aqui de magnitude.

Quadro 2: Critérios adotados para a classificação dos impactos

Critérios		Escala de cor	Código das cores
Impacto inexistente/ desconhecido	Sem grau de magnitude	Amarelo	AM
Impacto positivo	Magnitude alta	Verde escuro	VE
Impacto positivo	Magnitude baixa	Verde claro	VC
Impacto negativo	Magnitude baixa	Rosa	RO
Impacto negativo	Magnitude alta	Vermelho	VEr

Observação: O esquema de cores foi sistematizado com código para facilitar a diferenciação para pessoas com dificuldade visual.

Fonte: Elaboração própria.

As cores foram escolhidas no sentido de transmitir a ideia de benefício ou prejuízo, dados pelos tons de verde e vermelho respectivamente. Com o amarelo representando a inexistência ou quando considerado o desconhecimento do impacto diante dos dados encontrados. Já os tons

mais escuros representam uma maior intensidade do impacto quando comparado aos tons mais claros.

No método multicritério utilizado, os cenários foram comparados diretamente um com o outro, com o objetivo de verificar se o cenário de interesse provê melhores ou piores condições em relação ao cenário de referência, ainda podendo não haver mudanças significativas entre eles para determinado impacto.

Por fim, ainda se acrescentou à tabela, uma coluna dedicada a justificativa da classificação escolhida, sendo que as justificativas foram fundamentadas em dados quantitativos ou qualitativos.

Nos casos em que houve dados quantitativos para analisar os impactos, os mesmos foram apresentados com suas respectivas referências. No entanto, quando o impacto avaliado não possuiu dados quantitativos publicados, foi utilizada uma abordagem qualitativa, utilizando-se de julgamentos subjetivos e métodos de avaliação, de acordo com a disponibilidade de informações sobre o impacto em questão para justificar a posição do avaliador.

6. IDENTIFICAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS

Neste capítulo foram descritos os potenciais impactos ambientais em relação ao meio físico (solo, atmosfera e água) para o cenário de referência (com vinhaça *in natura* para fertirrigação) e o cenário de interesse (vinhaça biodigerida para fertirrigação e uso do biogás para geração de energia elétrica). Esta etapa da pesquisa visa averiguar se o processo de biodigestão anaeróbia serve como alternativa para o tratamento da vinhaça, eliminando ou minimizando seus impactos.

6.1. Solo

Conforme descrito, em ambos os cenários avaliados neste trabalho, a destinação para a vinhaça (VN e VBD) é o de fertirrigação, o que faz da análise de impacto ambiental no solo, um importante resultado obtido.

Para a quantificação da aplicação da vinhaça, como visto anteriormente, tem-se a norma técnica da CETESB P4.231 que precisa ser atendida. Vale ressaltar que além do fato do Estado de São Paulo possuir a maior concentração de Usinas Sulcroalcooleira, conforme apresentado em 3.3, muitos outros Estados também utilizam esta norma como referência.

Sendo assim, o cálculo do volume de aplicação da vinhaça regulamentado é expresso pela seguinte equação:

Equação 1:
$$m^3 \text{ de vinhaça} / ha = \frac{[(0,05 * CTC - ks) * 3744 + 185]}{kvi}$$

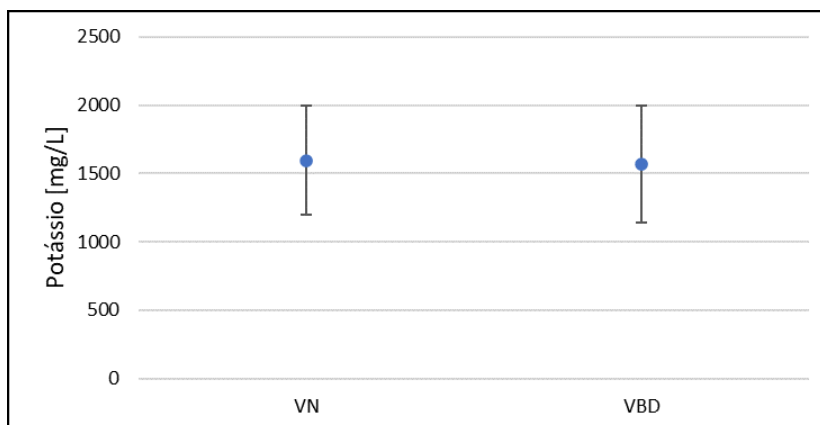
Onde CTC é a Capacidade de Troca Catiônica (0,05=5% da CTC), ks é a Concentração de Potássio no Solo (expresso em cmolc/dm³) e kvi sendo a Concentração de Potássio na Vinhaça (expressa em Kg de K₂O/m³).

Nota-se a partir desta equação que apenas o teor de potássio é levado em consideração, o que negligencia os demais nutrientes e a matéria orgânica presente. Estes demais elementos também podem causar efeitos adversos no meio, sobremaneira no solo.

Também vale ressaltar que a concentração de potássio, passa a ser um importante indicador comparativo entre os dois cenários. Já que, ao menos do ponto de vista regulatório, uma concentração maior ou menor de potássio na vinhaça, permitiria um volume inversamente proporcional aplicado para a mesma área.

Entretanto, avaliando os resultados de publicações de autores distintos, apresentado na Figura 25, pode-se observar que o processo de biodigestão anaeróbia não produz alterações significativas em relação ao potássio. Com isso, para um mesmo solo, não existe variação significativa do volume de vinhaça (VN e VBD) que pode ser aplicado em uma mesma unidade de área.

Figura 25: Desvio padrão das concentrações de potássio para VN e VBD



Fonte: Elaboração própria com base em Buller et al. (2021); Canisares (2016); Cazetta et al. (2012) e Cortez; Freire e Rosillo-Calle (1998).

Neste trabalho, que busca avaliar o impacto ambiental da vinhaça de maneira holística, a análise incluiu múltiplas causas de degradação do solo devido aos componentes presentes na vinhaça, não apenas o potássio.

Tanto a vinhaça *in natura* quanto a biodigerida possuem diversos nutrientes capazes de alterar a qualidade do solo e, certamente, devem induzir a diferentes reações físicas, químicas, bioquímicas e biológicas.

A adição de vinhaça de cana-de-açúcar no solo pode promover benefícios, melhorando por exemplo a fertilidade, porém suas doses excessivas podem causar efeitos indesejados. As dosagens de aplicação devem ser determinadas de acordo com as características de cada efluente e do solo, pois seu uso pode resultar em modificações em diferentes propriedades.

A realidade de manejo encontrada no país inclui: o uso a longo prazo, dosagens superiores às regulamentadas e falta de análises que subsidiem efeitos adversos. Este pressuposto serve também para a vinhaça biodigerida, visto que neste estudo foi considerado a mesma forma de distribuição (FUESS, 2013; MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

Dentre os possíveis impactos que a fertirrigação com vinhaça pode causar, foram selecionados neste trabalho alguns dos mais relevantes de acordo com a literatura, sem a pretensão de esgotar a análise de outros possíveis efeitos dessa atividade. São eles:

- Acidificação do solo
- Sobrecarga orgânica
- Superfertilização do solo
- Salinização do solo
- Sodificação do solo

Nas próximas seções foram discorridos os potenciais efeitos da VN e VBD sobre o solo.

6.1.1. Acidificação do solo

A acidificação do solo é um processo químico que resulta na redução do pH, apesar de ser um processo natural em muitos solos. A adubação ou fertirrigação inadequada podem acelerar a acidificação, podendo resultar em impactos significativos. Além da vinhaça em si, as características do solo também influenciam a formação desse processo, como a concentração de minerais, a pressão, a temperatura e a estrutura do solo.

De acordo com Laime et al. (2011) a vinhaça *in natura* promove a acidificação imediata do solo, favorecendo o desenvolvimento de fungos, que são os microrganismos responsáveis pelos estágios iniciais do processo de decomposição.

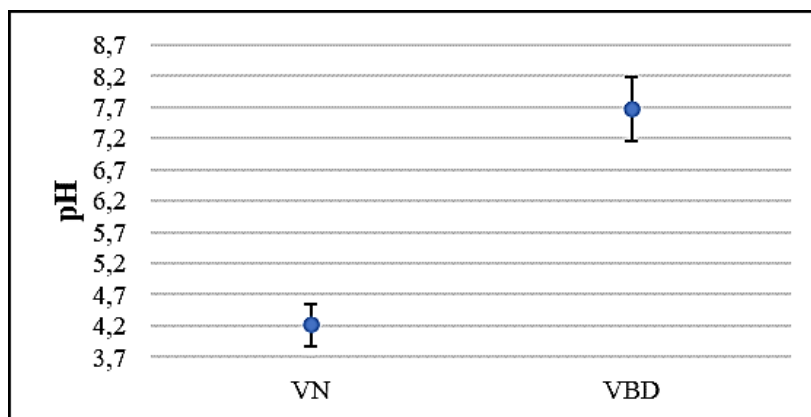
Adicionalmente, em um estudo realizado por Yin et al. (2019) com uso da vinhaça na fertirrigação da cana-de-açúcar, foram analisados seus efeitos em 2, 7, 13 e 18 anos no solo. Nesse estudo há indicação que após 2 anos de fertirrigação com vinhaça houve a acidificação permanente do solo. No entanto, um resultado distinto indicado por Jiang et al. (2012) não identificou a acidificação para aplicação contínua após 2-3 anos.

Essas divergências entre os dois trabalhos, podem ser devido ao tempo de irrigação, método de aplicação, quantidade de vinhaça aplicada, diferentes tipos de solo e os tipos de cultura utilizadas, por isso o monitoramento do pH do solo precisa ser frequente.

Compreende-se então duas formas de acidificação: a imediata e a permanente. Sendo que a imediata possui forte influência do pH da própria vinhaça irrigada e a permanente é o resultado de uma série de fatores, o que inclui o pH do efluente e outros fatores do solo, produzindo um solo de difícil correção a longo prazo.

No que se refere à acidificação imediata, depreende-se que há evidente potencial da VN em acidificar o solo, pois se trata de um efluente de pH ácido por si só. Em contrapartida a VBD possui um pH voltado para o alcalino e próximo ao neutro, o que dificulta o processo de acidificação imediata. Na Figura 26 pode ser observado as faixas de pH para cada efluente obtido de um compêndio de dados de vários autores.

Figura 26: Desvio padrão do pH da VN e VBD



Fonte: Elaboração própria baseado nos dados de Buller et al. (2021); Canisares et al. (2017); Cazetta et al. (2012); Cortez; Freire e Rosillo-Calle (1998) e Del Nery et al. (2018).

De modo geral, a aplicação de águas residuárias com valores de pH na faixa de 6,50 a 8,50 tendem a não gerar impactos ambientais adversos no solo (WHO, 2006). Mas estes valores podem ser alterados de acordo com a características de alguns tipos de solo, como por exemplo o cerrado brasileiro.

Neste sentido, preconiza-se que para o CenR ocorre a acidificação imediata, além de existir uma tendência maior de ocorrer a acidificação permanente do solo devido ao pH ácido do efluente. Já para o CenI, não ocorre a acidificação imediata, além de ter uma probabilidade muito baixa de ocorrência de acidificação permanente devido ao seu pH neutro/alcalino.

No entanto, não há evidências suficientes para afirmar que de fato a VBD não teria capacidade de acidificação permanente do solo, considerando as atividades microbianas subsequentes à fertirrigação. Por isso, há a necessidade de estudos que realizem a verificação de acidificação permanente com a fertirrigação de VBD no longo prazo.

A acidificação do solo é um dos maiores problemas em locais com irrigação contínua e acidez excessiva, que pode ocorrer a partir da fertirrigação com vinhaça *in natura*. A acidez está diretamente relacionada ao desenvolvimento das culturas, pois afeta a disponibilidade dos nutrientes necessários, sendo que as principais culturas requerem uma faixa de pH acima de 5,5 (CAMARGOS, 2005).

A Tabela 11 demonstra a média percentual de assimilação por plantas em função do pH. Por estes percentuais, pode-se dizer que a acidez da vinhaça *in natura* pode prejudicar a assimilação dos nutrientes pela cana-de-açúcar, ao passo que o pH próximo ao neutro da vinhaça biodigerida faz com que a planta consiga assimilar uma maior quantidade de nutrientes.

Tabela 11: Estimativa da variação percentual na assimilação dos principais nutrientes por plantas, em função do pH do solo

Nutrientes	pH					
	4,5	5,0	5,5	6,0	6,5	7,0
Nitrogênio	20	50	75	100	100	100
Fósforo	30	32	40	50	100	100
Potássio	30	35	70	90	100	100
Enxofre	40	80	100	100	100	100
Cálcio	20	40	50	67	83	100
Magnésio	20	40	50	70	80	100
Média	26,7	46,2	64,2	79,5	93,8	100

Observação: Valores médios considerando culturas como: milho, trigo, aveia, centeio, alfafa e soja.

Fonte: Camargos (2005).

Outro efeito diretamente relacionado ao pH do solo é o caso do poder tampão, que é a capacidade do solo em resistir a variações bruscas de pH quando tratado com ácido ou base.

Fuess e Garcia (2014) atribuíram a alteração do poder tampão do solo a acidificação, fazendo com que o uso contínuo e indiscriminado da vinhaça *in natura* comprometa essa funcionalidade do solo.

As alterações no poder tampão do solo podem afetar as plantas, pois isso pode diminuir a fração de nutrientes disponível. Em tese para a VBD o poder tampão do solo será menos afetado, visto que o pH da vinhaça biodigerida é próximo a neutralidade. Outro ponto de vista está na característica de que a vinhaça apresenta alcalinidade a bicarbonato que efetivamente exerce poder tampão no meio.

O pH também pode afetar a atividade microbiana no solo, sendo que o aumento de acidez implica em uma menor atividade microbiana. Essa diminuição dos microrganismos pode comprometer algumas funcionalidades do solo (FUESS, 2013). Entre essas pode-se citar o papel nos ciclos biogeoquímicos, a renovação e ciclagem dos nutrientes, a abundância desses microrganismos podem inibir a incidência de patógenos nos vegetais, isso pode refletir na produtividade da plantação.

No entanto esta interação do pH com os microrganismos do solo, além de depender do pH, também depende das comunidades encontradas no solo, pois os microrganismos podem ser classificados em relação ao pH do solo: (i) indiferentes – toleram uma ampla faixa de pH; (ii) neutrófilos – não toleram acidez ou alcalinidade excessiva; (iii) acidófilos – se adaptam melhor em condições ácidas e (iv) basófilos – se adaptam melhor em condições alcalinas (LIBERTO; CABRAL; LINS, 2010).

Esta interação é validada por diversos estudos que demonstraram que o pH exerceu influência na comunidade microbiana. Para Lauber et al. (2009) há dois mecanismos para explicar o efeito do pH nessas comunidades. O primeiro se relaciona à baixa tolerância de alguns táxons bacterianos à variação de pH. O segundo envolve a toxicidade de íons no solo, pois alguns íons se solubilizam melhor em meio ácido, causando um ambiente tóxico à algumas comunidades microbianas, como o caso do alumínio.

A redução da atividade microbiana também foi demonstrada no estudo de Yin et al. (2019), indicando que a diversidade de espécies da comunidade microbiana no local de controle era maior do que nos locais de aplicação com vinhaça em 2, 7, 13 e 18 anos. Além disso, os resultados não alteraram as espécies predominantes no solo, mas mudaram a sua abundância relativa.

Neste sentido é possível afirmar que o CenR apresenta maior impacto ambiental quanto à acidificação do solo e suas consequências, como redução da assimilação de nutrientes pelas plantas, redução da capacidade de efeito tampão do solo e redução de comunidades microbiana, sendo que este pode ser prejudicado devido ao impacto que as comunidade tem na saúde e crescimento da planta. Já o CenI possui benefícios em relação à acidificação devido principalmente ao seu pH, que não irá induzir o processo de acidificação.

Quadro 3: Síntese dos impactos relacionados à acidificação do solo

Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	Parâmetros
Acidificação	<ul style="list-style-type: none"> - Redução da assimilação de nutrientes pela planta - Alteração do poder tampão - Dificulta a atuação de microrganismos sensíveis a pH ácido 	<ul style="list-style-type: none"> - Redução da produtividade - Redução da atividade microbiana 	- Valor do pH

6.1.2. Sobrecarga orgânica

Em geral, a adição de matéria orgânica no solo de forma controlada pode conceder alguns benefícios, como: (i) aumento da umidade do meio; (ii) aumento da atividade microbiana; (iii) elevação da capacidade de troca catiônica; (iv) melhoria no poder de cementação, com a cementação sendo a floculação das partículas e a formação de agregados estáveis (FUESS, 2013; TEJADA; GONZALEZ, 2006).

A vinhaça *in natura* descarrega um maior teor de matéria orgânica no solo quando comparado à biodigerida, sendo que a matéria orgânica tem capacidade de promover a formação de agregados do solo, aumentando a porosidade, melhorando a permeabilidade do solos e consequentemente auxiliando no crescimento das culturas quando em condições controladas (CHRISTOFOLETTI et al., 2013; JIANG et al., 2012).

No entanto, o despejo da vinhaça tem sido realizado em muitos casos de forma indiscriminada e descontrolada, o que pode causar uma sobrecarga de matéria orgânica nos solos. Assim como efeitos do meio ambiente e recursos hídricos que foram melhor abordados nas seções subsequentes.

Ainda que o processo anaeróbio minimize a concentração de matéria orgânica biodegradável, as características da vinhaça biodigerida dependem da sua composição, principalmente quando a vinhaça possui muitos compostos fenólicos que dificultam a degradação da matéria via hidrólise. Essa composição por sua vez, é resultado das características distintas da matéria-prima usada no processo da usina, podendo ser ela: melaço, caldo ou sistemas mistos (caldo + melaço). A Tabela 12 demonstra que a quantidade de matéria orgânica da vinhaça biodigerida estará diretamente relacionada à quantidade de matéria orgânica da vinhaça *in natura*, assim como da eficiência dos biodigestores utilizados. No entanto, nota-se que em alguns estudos a carga orgânica biodegradável diminuiu, porém a carga orgânica inerte permaneceu mesmo após o processo anaeróbio.

Tabela 12: DQO da vinhaça *in natura* e da biodigerida para diversas origens

Origem da vinhaça	DQO (VN) [mg/L]	Eficiência de remoção (%)	DQO ¹ (VBD) [mg/L]	Referência
Melaço de cana-de-açúcar + caldo	15,2.10 ³	76	3,648.10 ³	Costa et al. (1986)
Caldo da cana-de-açúcar	31,3.10 ³	88,5	3,5995.10 ³	Craveiro; Soares e Schmidell (1986)
Caldo da cana-de-açúcar	21,5.10 ³	89	2,365.10 ³	Fernández et al. (2001)
Caldo da cana-de-açúcar	30.10 ³	70	9.10 ³	Cail e Barford (1985)
Melaço de cana-de-açúcar	10.10 ³	67	3,3.10 ³	Espinosa et al. (1995)
Melaço de cana-de-açúcar + caldo	31,5.10 ³	72	8,82.10 ³	Souza; Fuzaro e Polegato (1992)

¹ Valores calculados pela autora.

A Tabela 12 também evidencia a efetividade do processo de biodigestão quando o assunto é remoção da matéria orgânica, com uma média de eficiência de remoção de 75,17% entre os valores obtidos pelos autores analisados. No caso do CenI, é essa redução de matéria orgânica que está produzindo o biogás, como comentado anteriormente.

As características dessas águas residuárias devem ser analisadas. Um parâmetro que pode ser utilizado nesta análise é o valor de sólidos dissolvidos totais (SDT). Quando seus valores forem superiores a uma faixa de 500-900 mg/L, tendem a afetar negativamente as propriedades do solo, podendo causar a obstrução dos poros, favorecendo condições anaeróbias (VON SPERLING, 2005).

Para a vinhaça *in natura* os valores de SDT sempre serão mais acentuados quando comparados à vinhaça biodigerida, isto devido ao processo de biodigestão, que promove a remoção de parte da matéria orgânica. No entanto, a VBD ainda possui significativa quantidade de matéria orgânica, sendo que nos trabalhos de Del Nery et al. (2018) e Cazetta et al. (2012) encontram-se valores de SDT de 7.840 e 10.410 mg/L, já para a vinhaça *in natura* esses valores são mais acentuados com SDT de 12.360 e 19.330 mg/L.

Em tese para ambos os cenários haverá possibilidade de uma sobrecarga orgânica, sendo mais acentuado para o CenR, devido ao maior teor de matéria orgânica. Esse aspecto pode propiciar o surgimento de condições anaeróbias, reduzindo a aeração e conseqüentemente a quantidade de oxigênio disponível no solo, o que é fundamental para o desenvolvimento das

plantas (KAUSHIK et al., 2005; TEJADA; GONZALEZ, 2006) e para a biodiversidade (AYTENEWM; BORE, 2020; DAVIDSON; KAMINSKI; RYSER, 2014; SELMA et al., 2010).

A obstrução dos poros do solo também prejudicar a simbiose entre as bactérias fixadoras de nitrogênio e as plantas, pois produz indisponibilidade do ar atmosférico que é rico em N₂ para as comunidades de bactérias localizadas nas raízes. Desta forma o rendimento da lavoura pode decair devido a esse efeito.

Em suma, existem potenciais benefícios da presença de matéria orgânica no solo. Entretanto, considerando os valores de SDT tanto para a VN quanto para a VBD, em ambos os cenários ocorre uma sobrecarga dessa matéria orgânica. As consequências disso são prejuízos a importantes funcionalidades do solo como a aeração, causando impactos na produtividade das plantas, seja por indisponibilidade de oxigênio nas raízes, seja por indisponibilidade de nitrogênio para as bactérias fixadoras.

Comparando os dois cenários, observaram-se prejuízos mais acentuados no uso da vinhaça *in natura* devido aos maiores valores de matéria orgânica biodegradável em relação à vinhaça biodigerida.

Quadro 4: Síntese dos impactos relacionados à sobrecarga orgânica

Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	Parâmetros
Sobrecarga Orgânica	- Redução do oxigênio disponível - Redução da fixação do nitrogênio	- Redução da produtividade - Perda de atividade microbiana	- Sólidos dissolvidos totais (SDT > 500-900 mg/L) - valor de DQO

6.1.3. Superfertilização do solo

A vinhaça apresenta grande potencial para seu reuso na agricultura, e entre os benefícios destacados, os principais são a reciclagem de nutrientes e de água, que consequentemente demanda um menor uso de fertilizantes sintéticos (FUESS, 2013; SMEETS et al., 2008).

Como visto na Figura 11 a cana-de-açúcar necessita de diversos nutrientes para seu desenvolvimento, sobretudo o NPK. No geral, as águas residuárias conseguem suprir as demandas de nutrientes pelas culturas (USEPA, 2012), porém no caso da vinhaça é comum

verificar quantidades elevadas de nutrientes (Tabela 5), os quais podem causar impactos adversos significativos.

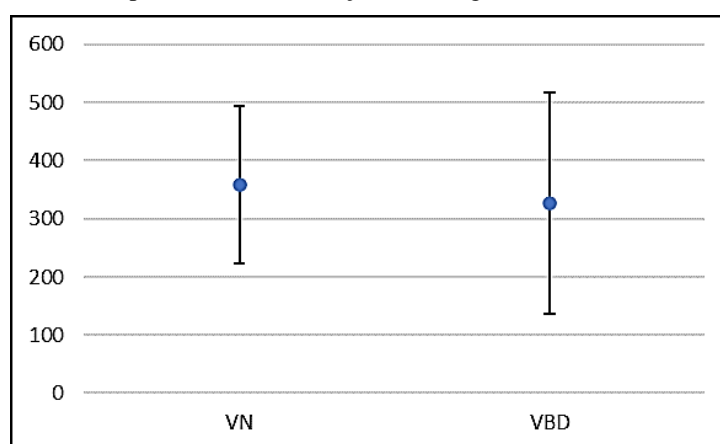
Em relação aos efeitos nas plantas, o nitrogênio total quando em excesso pode causar impactos adversos quando em concentrações superiores a 30 mg/L. Isso pode impactar em um aumento da suculência (armazenamento de águas nos tecidos), podendo causar o acamamento, que compreende a perda da posição vertical da planta, podendo provocar a quebra dos colmos, o que reduz também o conteúdo de açúcares da cana e conseqüentemente a produtividade fica comprometida (USEPA, 2012; WHO, 2006).

A cana-de-açúcar possui um ciclo fenológico que compreende em: (i) brotação e estabelecimento; (ii) crescimento vegetativo; (iii) crescimento dos colmos e (iv) maturação (DOORENBOS; KASSAM, 1979).

O excesso de nitrogênio faz com que ocorra o acúmulo desse nutriente no colmo, fazendo com que haja um decréscimo na qualidade do caldo e no atraso da maturação, sendo que esse processo é onde se envolve a formação de açúcares e seu armazenamento nos colmos (DONZELLI, 2005; DOORENBOS; KASSAM, 1979).

Na Figura 27 as concentrações de nitrogênio total (TKN) demonstram que para ambos os cenários esses teores ultrapassam os 30 mg/L, podendo ocasionar em impactos já descritos anteriormente. Nota-se também que no geral, não há perdas significativas de NTK para a VBD.

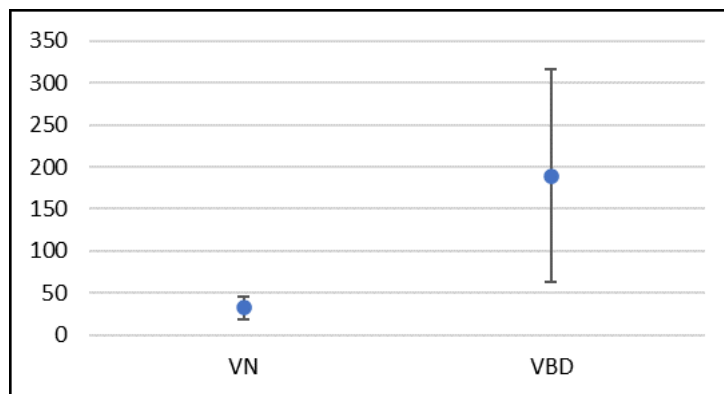
Figura 27: Desvio padrão da concentração de nitrogênio total da VN e VBD [mg/L]



Fonte: Elaboração própria baseado nos dados de Canisares (2016); Cazetta et al. (2012); Cortez; Freire e Rosillo-Calle (1998) e Del Nery et al. (2018).

Um dos efeitos da biodigestão anaeróbia está atrelado à característica do nitrogênio amoniacal, em diversos trabalhos notou-se um aumento significativo desta substância para a vinhaça biodigerida, esse dados são observados na Figura 28.

Figura 28: Desvio padrão da concentração de nitrogênio amoniacal da VN e VBD [mg/L]



Fonte: Elaboração própria baseado nos dados de Cazetta et al. (2012); Cortez; Freire e Rosillo-Calle (1998) e Del Nery et al. (2018).

O nitrogênio amoniacal intensifica o processo de nitrificação o que ocasiona um maior consumo de oxigênio dissolvido, gerando condições anaeróbias no solo (FUESS, 2013). Neste caso de acordo com os dados do gráfico infere-se que em tese a maior disponibilidade de nitrogênio amoniacal da vinhaça biodigerida ocasionará a acentuação da nitrificação e redução da produtividade da lavoura.

Quadro 5: Síntese dos impactos relacionados superfertilização do solo

Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	Parâmetros
Superfertilização	- Aumento da suculência das plantas - Redução do oxigênio disponível pela intensificação do processo de nitrificação	- Redução da produtividade	- TKN > 30 mg/L

6.1.4. Salinização do solo

A salinização do solo constitui o principal efeito adverso da reutilização de águas residuárias no emprego da fertirrigação. Isto é válido para a vinhaça *in natura* e também para a vinhaça biodigerida, pois no geral o processo de biodigestão não altera a concentração de sais. Assim, em ambos os cenários, inevitavelmente a fertirrigação contínua levará ao acúmulo de sais no solo (FUESS; RODRIGUES; GARCIA, 2017; WHO, 2006).

Conforme apresentado na Tabela 5, sais como Cálcio, Magnésio e Potássio, por exemplo, possuem uma variação insignificante durante o processo de biodigestão anaeróbia.

Entre as adversidades relacionadas a salinização do solo, pode-se citar a alteração do potencial osmótico do meio. Esse, interfere na produtividade das lavouras, pois a redução no potencial osmótico do solo afeta a captação de águas pela cultura. Neste processo, a planta passa a utilizar grandes quantidades de energia para equilibrar as concentrações de sais nos seus tecidos, decaindo parte da energia disponível para seu crescimento (USEPA, 2012).

A determinação da salinidade pode ser medida através da condutividade elétrica e/ou da concentração de sólidos dissolvidos totais. Efeitos da salinização podem ser observados a partir da aplicação de águas residuárias com condutividade elétrica (CE) superiores a 3,00 dS/m e sólidos dissolvidos totais (SDT) em concentrações acima de 500 mg/L. A depender do tipo de solo e condições de drenagem, quando o SDT obtiver teores acima de 2.000 mg/L a severidade dos impactos podem ser significativamente elevados (WHO, 2006).

Considerando valores analisados por Del Nery et al. (2018) as amostras de VN e VBD para SDT foram de 12.360 mg/L e 7.840 mg/L, respectivamente. Também no trabalho de Cazetta et al. (2012) os valores de SDT para a VN foi de 19.330 mg/L e para a VBD de 10.410 mg/L.

Em relação à condutividade elétrica no trabalho de Hurtado; Arroyave e Peláez (2021) foram observados valores de 14,7 e 5,25 dS/m para VN e VBD, respectivamente. Portanto, para o parâmetro de CE também pode-se concluir que em tese a salinização do solo tem potencial de ocorrência.

Utilizando o parâmetro de SDT e de condutividade elétrica, nota-se que em tese, tanto a vinhaça *in natura* quanto a biodigerida podem ocasionar a salinização severa do solo. Apesar da redução significativa de matéria orgânica, a VBD ainda possui significativa quantidade desse elemento, o que faz com que seus efeitos ainda possam ser observados de forma negativa.

6.1.4.1. Toxicidade por metais

A cana-de-açúcar requer quantidades variáveis de elementos metálicos, como demonstrado na Figura 11. No entanto, alguns elementos metálicos como cádmio, cromo, cobre, níquel e zinco são classificados como elementos poluentes (USEPA, 2012).

Fuess (2013) explica que esses metais quando presentes em concentrações acima das recomendadas podem induzir a inúmeros efeitos tóxicos aos seres vivos. A situação se torna

ainda mais problemática no caso de alguns micronutrientes, uma vez que sua toxicidade se manifesta mesmo para concentrações pequenas.

No geral tanto a vinhaça *in natura* quanto a biodigerida possuem concentrações de metais pouco significativas, com exceção do potássio, magnésio, cálcio, entre outros.

No entanto, quando se verifica limites de referência, nota-se valores acima dos recomendados. A Tabela 13 demonstra alguns metais presentes na VN e na VBD com valores encontrados na literatura, comparados a valores baseados na toxicidade às plantas e o padrão de lançamento de efluentes em corpos d'água permitidos no Brasil.

Tabela 13: Valores de referência para concentrações de alguns metais encontrados na VN e VBD considerando o descarte em corpos d'água e o reuso agrícola (água de irrigação)

Elemento	Concentração [mg/L]				Referência
	WHO (2006) ^a	CONAMA (2011) ^b	VN	VBD	
Cu	0,20	1,00 ^c	0,8	0,9	Cazetta et al. (2012)
Fe	5,00	15,00 ^c	39,00	10,00	Del Nery et al. (2018)
Mn	0,20	1,00 ^c	3,6	3,4	Cazetta et al. (2012)
Zn	2,00	5,00	0,4	0,5	Cazetta et al. (2012)

^a Concentrações-limite de elementos-traço em águas residuárias utilizadas na irrigação – valores baseados na toxicidade às plantas.

^b Padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água (valores máximos permitidos no Brasil)

^c Valores referentes à fração dissolvida.

Na tabela acima observa-se que alguns metais como ferro, cobre e manganês ultrapassam os limites de referência. Fuess (2013) indica que para o cobre em concentrações inferiores a 1,0 mg/L já pode desenvolver efeitos tóxicos aos vegetais, agindo nos mecanismos de transporte de elétrons no processo de respiração celular.

O ferro, o manganês e o zinco podem causar efeitos fitotóxicos e são potencializados em condições ácidas. O ferro em especial, quando em excesso pode ocasionar perdas de nutrientes essenciais, como fósforo e molibdênio, a partir da formação de complexos químicos não assimiláveis (USEPA, 2012; WHO, 2006).

A condição ácida conferida à vinhaça *in natura* proporciona maior solubilidade dos metais, pois o baixo pH (Figura 26) tende a amplificar esses impactos adversos, devido ao aumento da mobilidade dos metais no solo (WHO, 2006).

Para valores com pH abaixo de 6,50 (como na vinhaça *in natura*) caso o poder tampão do solo não seja adequado para trazer o pH próximo ao neutro, pode desencadear na solubilidade dos metais no meio (WHO, 2006).

Esses dados apresentados indicam uma diminuição pouco significativa entre VN e VBD, isso corrobora o princípio de que a biodigestão anaeróbia não infere tanto na redução dos íons metálicos. Como visto, muitos desses valores ultrapassam os de referências, o que faz com que, à primeira vista, ambos os cenários causam impacto semelhante. Porém, considerando que a vinhaça *in natura* possui um pH muito ácido, isto pode fazer com que a solubilidade dos metais seja potencializada, ocasionando em uma maior intensidade nesse caso. Já em condições neutras/alcalinas (caso da VBD) os metais tendem a ficarem aderidos às partículas do solo.

Joshi e Naik (1980) verificaram a toxicidade para diferentes íons para a cana-de-açúcar e estabeleceram o seguinte grau decrescente: $\text{SO}_4^{-2} > \text{Na}^+ > \text{Cl}^- > \text{Mg}^{2+}$. Sendo que os sais de sulfato em especial, inibem o crescimento da cana-de-açúcar e a síntese de clorofila, assim como a diminuição na absorção de potássio e cálcio, o que pode afetar a produtividade no campo.

6.1.4.2. Íons de Sulfato

Os sulfatos podem estar presentes em concentrações consideráveis na vinhaça *in natura*, no entanto, essa substância é reduzida significativamente no processo anaeróbio. No trabalho de Del Nery et al. (2018) foram verificadas concentrações de sulfato na ordem de 648 mg/L para vinhaça *in natura* e 46,17 mg/L para vinhaça biodigerida, sendo uma redução acima de 90%. Essas concentrações dependerão da origem da vinhaça, sendo que para o melaço esses valores podem ser maiores.

Em solos com baixa aeração, solos inundados, o íon SO_4^{-2} é reduzido a gás sulfídrico (H_2S) sendo tóxico para as plantas (SANTOS et al., 1981).

Assim, a vinhaça biodigerida possui uma vantagem significativa em relação à vinhaça *in natura* quanto aos sulfatos, pois o processo anaeróbio contribui para a redução dessa substância, minimizando os riscos ambientais.

Quadro 6: Síntese dos impactos relacionados a salinização do solo

Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	Parâmetros
Salinização	- Alteração do potencial osmótico - Solubilização de metais tóxicos - Toxicidade por sulfato	- Redução da produtividade	- Valor de pH - Condutividade elétrica > 3,0 dS/m - SDT > 500 mg/L

6.1.5. Sodificação do solo

O processo de sodificação é um tipo de salinização do solo, que ocorre por meio de sais de sódio, sendo um processo com maior dificuldade de reversibilidade e com maiores custos envolvidos (ALBUQUERQUE, 2015).

Os íons de sódio (Na) atuam como agentes dispersivos, danificando os agregados do solo, obstruindo os poros do solo e reduzindo a infiltração da água (TEJADA; GONZALEZ, 2006).

A ocorrência de sodificação pode ser prevista utilizando: (i) a relação sódio-cálcio (Na:Ca), sendo que Na:Ca > 3:1 pode ocasionar impactos significativos e a (ii) taxa de adsorção de sódio (TAS), que expressa a concentração de sódio na água em comparação ao sódio, cálcio e ao magnésio (equação 2) (RICHARDS, 1954).

Equação 2:
$$TAS = \frac{Na}{\left[\frac{Ca+Mg}{2}\right]^{1/2}}$$

Onde: Na, Ca e Mg representam, respectivamente, as concentrações de sódio, cálcio e magnésio na água, em mEq/L.

Devido à correção do pH da vinhaça *in natura* para o processo de biodigestão anaeróbia, pode-se encontrar teores de sódio mais elevados para a vinhaça biodigerida, ao passo que o cálcio não tem perdas significativas nos reatores, desta forma a Tabela 14 demonstra que adição de sódio para correção do pH ao processo anaeróbio, pode gerar condições mais favoráveis à sodificação do solo para o CenI. As bases com sódio mais utilizadas na correção do pH encontram-se o NaOH, NaHCO₃, Na₂CO₃.

Tabela 14: Relação sódio-cálcio e taxa de adsorção de sódio (RAS) para VN e VBD

Efluente	Na	Ca	Mg	Na:Ca	RAS
Vinhaça <i>in natura</i>	0,277	0,57	0,237	0,48:1	0,077
Vinhaça biodigerida	1,17	0,424	0,192	2,75:1	0,373

Fonte: Elaboração própria com base em Del Nery et al. (2018).

O processo de biodigestão anaeróbia exige que o pH da vinhaça *in natura* seja elevado, sendo necessário a adição de uma base antes de ser introduzida no biodigestor, assim, a VBD tem um teor salino mais elevado. As bases de sódio tendem a ter um custo reduzido quando comparados às bases de potássio, pois despendem um custo mais elevado (CAZETTA et al., 2012).

As concentrações da vinhaça *in natura* relativas ao sódio tendem a ser relativamente baixos, em uma faixa de 0,0168 - 0,066 g/L, quando comparados a outros íons. Em contrapartida a vinhaça biodigerida atinge valores muito superiores, podendo alcançar valores de 1,8 - 3,4 g/L a partir da adição de NaHCO_3^- . Estas concentrações podem atingir concentrações até quatro vezes superiores às concentrações de cálcio e até dez vezes superiores às concentrações de magnésio, potencializando o risco de sodificação pela vinhaça biodigerida (FUESS, 2017).

No entanto, ressalta-se que a vinhaça *in natura* pode ocasionar a sodificação a depender de suas características. No trabalho de Silva et al. (2014) encontra-se uma relação de 13,1:1 de Na:Ca, apesar destes valores serem atípicos para a vinhaça *in natura*, as características dos mostos podem ser distintas a depender dos processos que a indústria utiliza.

Fuess (2017) ressalta que a otimização da etapa de alcalinização da vinhaça nas plantas de biodigestão em escala plena deve ser objeto de estudo, procurando melhorar aspectos econômicos e ambientais.

Entre os impactos adversos tem-se a diminuição da atividade microbiana, dificuldade na infiltração da água no solo e estabilidade do solo (TEJADA; GONZALEZ, 2006), refletindo principalmente na produtividade.

Deste modo pode-se inferir que a VBD tem mais propensão a sodificar o solo quando comparada à VN, devido às características do processo de alcalinização que ocorrem no processo de biodigestão.

Quadro 7: Síntese dos impactos relacionados à sodificação do solo

Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	Parâmetros
Sodificação	Redução de infiltração de água no solo	Redução da produtividade	- Razão Na:Ca - TAS

6.2. Emissões atmosféricas

Os gases que capturam calor na atmosfera são denominados de gases de efeito estufa, sendo essenciais para a manutenção da vida na Terra, pois esses gases absorvem parte da radiação infravermelha emitida pelo sol e refletida pela superfície terrestre, assim, o planeta se mantém aquecido.

No entanto, o fenômeno de aquecimento global é o aumento da temperatura média do planeta, causada por emissões descontroladas dos gases de efeito estufa, assim, pode-se dizer que as ações antrópicas podem contribuir para este aumento.

Uma das medidas mais utilizadas que permite a comparação dos impactos do aquecimento global de diferentes gases é o potencial de aquecimento global (GWP – Global Warming Potential), que é a medida de quanta energia as emissões de 1 tonelada de um determinado gás absorverá ao longo de um determinado período, em relação as emissões de 1 tonelada de dióxido de carbono, sendo que o metano absorve cerca de 21 vezes mais radiação infravermelha que o CO₂ e os óxidos nitrosos absorvem aproximadamente 310 vezes mais que o CO₂.

Nesta seção foram abordados os potenciais impactos causados por emissões atmosféricas com potencial poluidor. Para tanto, buscou-se identificar as fontes de emissão em cada cenário.

Além dos gases de efeito estufa, há outros impactos ambientais causados por poluentes que afetam a saúde humana e o meio ambiente e que foram analisados nos cenários de estudo. Assim como o aquecimento global, esses outros impactos avaliados também podem acarretar em consequências significativas e que foram dissertadas na sequência.

6.2.1. Emissões do solo

Devido as suas características e seu teor em matéria orgânica, a vinhaça tem potencial significativo para resultar em decomposição aeróbia e anaeróbia, o que pode ocorrer durante o transporte, armazenamento e até mesmo em sua aplicação no solo (OLIVEIRA et al., 2013).

Para os dois cenários envolvidos, a prática de fertirrigação devido às características da vinhaça *in natura* e da biodigerida podem induzir a fenômenos de decomposição, sendo liberados gases como dióxido de carbono, metano, óxidos nitrosos, entre outros (GOMES et al., 2009).

Apesar de significativa redução de matéria orgânica, a vinhaça biodigerida ainda contém matéria orgânica que pode induzir ao processo de decomposição.

A VBD quando comparada ao esgoto doméstico possui um conteúdo orgânico biodegradável que pode ser até dez vezes maior que as encontradas em esgoto domésticos por exemplo.

A Tabela 15 demonstra a composição de matéria orgânica referenciado por DQO de diversos efluentes com e sem tratamento anaeróbio.

Tabela 15: Composição de matéria orgânica presente em diversos efluentes com e sem tratamento anaeróbio

Efluente	DQO [mg/L]		Referência
	Sem tratamento	Com tratamento	
Vinhaça de cana-de-açúcar	19220	2270	Del Nery et al. (2018)
Suinocultura	12700	2844	Sánchez et al. (2005)
Esgoto doméstico	587,34	30,52	Souza et al. (2015)
Lixiviado de aterro sanitário	2576	309,1	Amaral et al. (2008)
Avicultura	1831	208,6	Sunada (2011)
Cervejaria	12500	5375	Parawira et al. (2005)
Fecularia	4800	1056	Cremonez et al. (2013)

Essa tabela evidencia que o tratamento anaeróbio consegue diminuir a carga orgânica de águas residuárias. No entanto, esse tratamento não se compara a tratamentos convencionais de água, pois ainda restará matéria orgânica significativa que está vinculado a fatores poluentes.

Oliveira et al. (2013) analisaram os fluxos de gases de efeito estufa a partir da prática de fertirrigação com vinhaça em áreas com cultivo de cana-de-açúcar. O experimento foi conduzido a uma taxa de aplicação de 200m³/ha em solo argiloso com características ácidas. Com a vinhaça possuindo as seguintes características: DBO de 4,00g/L, DQO de 1,19g/L, concentração de potássio de 1,80g/L, carbono total 1,99g/L, nitrogênio total 0,230g/L, nitrato 0,014g/L e amônio 0,028g/L.

Nesse trabalho a aplicação da vinhaça no solo triplicou o valor acumulado de emissões de CO₂, quando comparados ao cenário de controle usando água, já as emissões de N₂O quase dobraram, os fluxos cumulativos das emissões desses gases são observados na Tabela 16.

A fertirrigação com vinhaça representa uma entrada de energia no sistema, que pode ser utilizada por microrganismos para a decomposição da matéria orgânica do solo, aumentando assim, as emissões de CO₂ e N₂O.

Tabela 16: Fluxos cumulativos de emissão de CO₂, CH₄ e N₂O para fertirrigação com vinhaça *in natura* em um período de 15 dias

Gás	Fluxos cumulativos [kg/ha]		
	Controle (água)	Vinhaça <i>in natura</i>	
CO ₂	Média	344,22	1097,06
	Diferença	752,84	
CH ₄	Média	-0,05	-0,02
	Diferença	0,03	
N ₂ O	Média	0,26	0,46
	Diferença	0,20	

Fonte: Oliveira et al. (2013).

Em relação ao metano nesse estudo foi observado um fluxo de 44,3µg CH₄/m².h no primeiro dia, podendo ser associado a uma condição anaeróbia temporária, nos dias subsequentes os fluxos foram negativos na maioria dos dias avaliados. Carmo et al. (2013) também observaram que a aplicação de vinhaça na cana-de-açúcar não aumentou significativamente as emissões de metano.

Esse estudo traz evidências de que a matéria orgânica presente no solo é passível de decomposição ocasionando em gases potencialmente poluidores.

Além do dióxido de carbono, o metano e os óxidos nitrosos são gases que corroboram para agravar o efeito do aquecimento global. Os óxidos nitrosos geralmente são liberados por microrganismos no solo, durante o processo de nitrificação ou por desnitrificação (STOCKER et al., 2013).

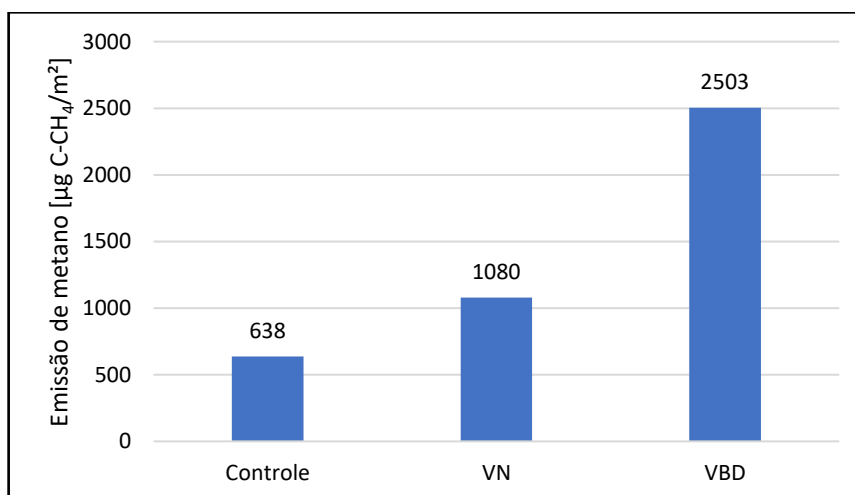
Ressalta-se que em períodos chuvosos há uma maior absorção de metano, devido à presença de bactérias metanotróficas, capazes de oxidar CH₄ para CO₂ e, geralmente, são encontrados em maiores quantidades em solos com maiores níveis de umidade ou com inundação intermitente (NESBIT; BREITENBECK, 1992).

O CeR acarreta emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) devido à grande quantidade de matéria orgânica. Apesar de seus nutrientes terem potencial benéfico à cana-de-açúcar em relação à nutrição da cultura, esses podem potencializar a emissão dos gases quando houver excesso.

Em um estudo experimental realizado por Canisares et al. (2017) foram medidas as emissões de GEE após o uso de VN e VBD, indicando que o teor de carbono (C) e nitrogênio (N) na vinhaça biodigerida tenha tido um teor duas vezes maior que a vinhaça *in natura*.

Em relação às emissões de metano a VBD demonstrou ser superior aos demais tratamentos como observado na Figura 29. No entanto, reitera-se que essas emissões quando medidas em CO₂eq são muito menores quando comparado à emissão de CO₂ e N₂O.

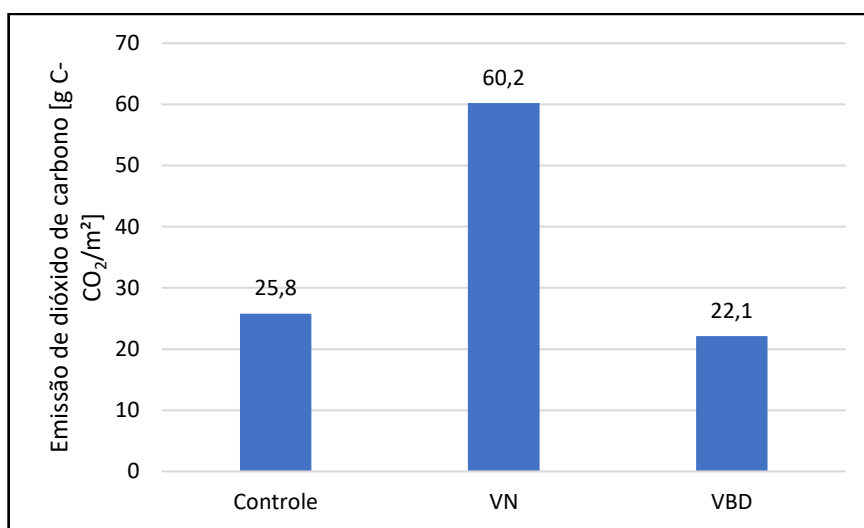
Figura 29: Emissões cumulativas de metano no solo ao longo de 90 dias



Fonte: Elaboração própria com base nos dados de Canisares et al. (2017).

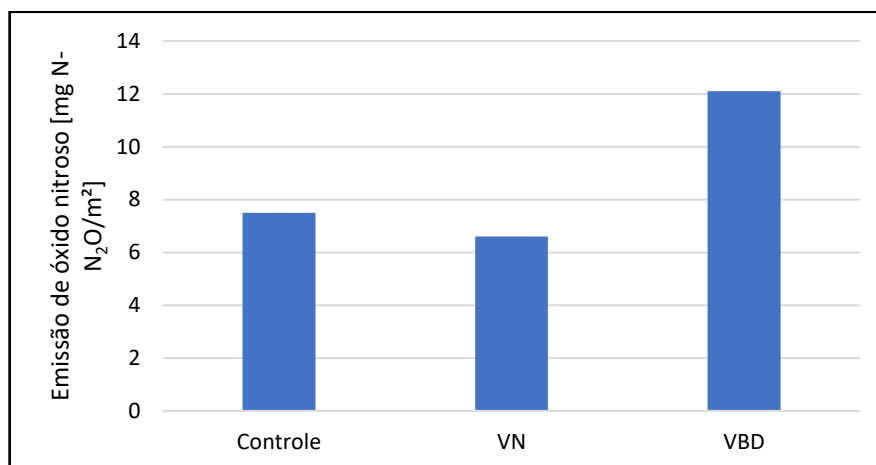
Em relação ao dióxido de carbono, a vinhaça *in natura* aumentou as emissões de CO₂ quando comparados à biodigerida e ao controle, no entanto, as emissões de N₂O tiveram uma acentuação para a VBD em relação ao controle e a VN, a Figura 30 e Figura 30 demonstram as emissões cumulativas de CO₂ e N₂O, respectivamente, observadas no trabalho de Canisares et al. (2017).

Figura 30: Emissões cumulativas de dióxido de carbono no solo ao longo de 90 dias



Fonte: Elaboração própria com base nos dados de Canisares et al. (2017).

Figura 31: Emissões cumulativas de óxido nitroso no solo ao longo de 90 dias



Fonte: Elaboração própria com base nos dados de Canisares et al. (2017).

Canisares et al. (2017) estimaram um total 4,3 e 8,0g CO₂eq/m² de solo (somando-se emissões de CH₄ e N₂O), para VN e VBD, respectivamente. Entretanto, somando as emissões de CO₂ a estes resultados a VN tem um maior potencial na contribuição para o aquecimento global por emissões de GEE, visto que a VN emite quase o dobro de CO₂, como observado na Figura 30.

Desta forma, pode-se inferir que em ambos os cenários haverá emissão de GEE, porém a biodigestão anaeróbia da vinhaça tem potencial de reduzir essas emissões no total, Tabela 17. Podendo induzir à redução dos impactos ambientais, principalmente, ao aquecimento global.

Tabela 17: Emissões no solo em carbono equivalente

	CO₂ (g/m²)	CH₄+N₂O (g CO₂ eq/m²)	Total (g CO₂ eq/m²)
Vinhaça <i>in natura</i>	60,2	4,3	64,5
Vinhaça biodigerida	22,1	8,0	30,1

Fonte: Elaboração própria com base nos dados de Canisares et al. (2017).

Nota-se, portanto, que a vinhaça biodigerida ainda é capaz de causar impactos significativos devido às suas características, principalmente quando considerada a extensão das áreas de plantio de cana-de-açúcar (consideradas, em um primeiro momento, como potencialmente receptoras da aplicação da vinhaça).

Segundo Moraes et al. (2017) o tratamento anaeróbico tem potencial de reduzir em cerca de 48% a emissão de GEE quando a vinhaça é aplicada nos campos.

Outro aspecto importante é que o estabelecimento de anaerobiose em solos adubados com vinhaça *in natura* favorece a liberação de maus odores, devido à redução de altos níveis de sulfato por grupos microbianos específicos (FUESS; GARCIA, 2014).

Para Fuess; Garcia; Zaiat (2018) a biodigestão da vinhaça tem potencial de evitar as emissões de H₂S pelo solo fertirrigados, eliminando problemas associados à liberação de maus odores. Isso também evita que posteriormente o H₂S forme óxidos de enxofre que possam causar chuvas ácidas.

Pode-se observar que a VBD possui vantagens quando se fala em contribuições para o aquecimento global por emissões do solo, visto que apesar de produzir maiores teores de CH₄ e N₂O, no cômputo geral produz menos GEE e ainda elimina os maus odores do sulfeto. Esta observação faz sentido quando se avalia que dentro do biodigestor há a remoção controlada de grande parte dos gases para a geração do biogás. Gases esses que tem potencial de se tornarem GEE no CenR pela anaerobiose em solo de VN.

Quadro 8: Síntese dos impactos relacionados às emissões do solo

Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	Parâmetros
Geração de gases no solo	- Emissão de CH ₄ - Emissão de CO ₂ - Emissão de N ₂ O - Emissão de odores	- Aquecimento global - Mau cheiro	- DQO dos efluentes - Volume de CH ₄ - Volume de CO ₂ - Volume de N ₂ O - Quantificação de sulfato

6.2.2. Emissões das lagoas de armazenamento e canais de distribuição

Na etapa de armazenamento em lagoas e canais de distribuição as características da VN e VBD modificam significativamente a emissão dos gases de efeito estufa, primordialmente o dióxido de carbono.

Poveda (2014) estimou as emissões produzidas pelas lagoas de armazenamento e canais de distribuição para vinhaça *in natura*, sendo que o aumento da distância percorrida pelo efluente minimiza os valores de DBO e DQO, devido às reações de decomposição que resultam em emissões de CO₂ e CH₄.

Nas lagoas de armazenamento há maior possibilidade de decomposição de matéria orgânica, devido ao processo de anaerobiose, além de propiciar condições para desenvolvimento de microrganismos mesofílicos e termofílicos devido a temperatura, considerando principalmente o cenário de referência (POVEDA, 2014).

Para o CenR utilizando os dados Oliveira (2011) a DQO de uma lagoa de armazenamento de vinhaça foi de 31,15 kg/m³, já a DQO de entrada para os canais foi de 22 kg/m³, eliminando 9,15 kg/m³ durante o tempo de retenção na lagoa e que com esses valores há uma emissão estimada de CH₄ de 0,86 kg CH₄/m³ de vinhaça nos reservatórios de armazenamento.

Para emissão de CH₄ produzida nos canais também foram utilizados os valores estimados por Oliveira (2011) sendo 0,11 kg CH₄/m³ de vinhaça.

Esses dados demonstram que a matéria orgânica presente na vinhaça favorece a emissão de gases nessas etapas do processo.

Para o cenário de interesse Poveda (2014) estimou as emissões para o armazenamento e canais de distribuição utilizando os dados da Usina de São Martinho e verificou que após o processo de biodigestão anaeróbia a vinhaça biodigerida praticamente cessa a emissão de CH₄, devido ao carbono orgânico passível de conversão que é consumido no reator.

Desta forma, o autor estimou uma quantidade muito baixa de metano, com média de 2,55 g CH₄/m³ de vinhaça (0,054 kg CO₂ eq./m³), sendo que esses valores são corroborados com o que foi estimado por Moraes et al. (2017).

Outra consideração referida pelo autor no CenI, foi considerar um vazamento do biodigestor da ordem de 5% da produção total de metano, correspondendo a 2,268 kg CO₂eq./m³ de vinhaça.

Estes dados são esquematizados na Tabela 18.

Tabela 18: Estimativa de CH₄ para o cenário de Referência e de Interesse

Cenário de Referência		
Emissão anual por m³ de vinhaça [CO₂eq]	Lagoa	17,86 kg/m ³
	Canal	1,58 kg/m ³
	Total	19,44 kg/m ³
Cenário de Interesse		
Emissão por m³ de vinhaça [CO₂eq]	Lagoa + canais	0,054 kg/m ³
	Perda por vazamento	2,268 kg/m ³
	Total	2,322 kg/m ³

Fonte: Adaptado de Poveda (2014).

Deste modo no cenário com VBD haverá significativa diminuição de CO₂ e CH₄, pois a redução da matéria orgânica induz a redução de emissão desses gases, principalmente em relação à emissão de metano, assim, conseqüentemente esses gases contribuirão menos para o aquecimento global.

As emissões de CH₄ são responsáveis por 99,84% da emissão do CO₂eq produzida no sistema de distribuição, desta forma o N₂O tem uma participação insignificante (OLIVEIRA, 2011).

Por isso, infere-se que com o processo de BDA haverá uma quantidade menor de GEE, devido principalmente à redução de matéria orgânica e o consumo de carbono durante o processo de biodigestão anaeróbia.

Quadro 9: Síntese dos impactos relacionados às lagoas de armazenamento e canais de distribuição

Aspecto	Impactos Primário	Impacto Secundário	Parâmetros
Anaerobiose nas lagoas e canais	Emissão de CH ₄	Aquecimento global	- DQO nos vários estágios (lagoa e canais) - Emissão de CH ₄ nos vários estágios (lagoa e canais) - Emissão de CH ₄ por vazamento do biodigestor

6.2.3. Emissões relacionadas ao transporte e distribuição

Em geral os caminhões a diesel são utilizados no transporte e distribuição da vinhaça, como observado na Tabela 10. Em ambos os cenários, CenR e CenI, os caminhões e as motobombas são abastecidos com diesel, desta forma, não serão consideradas diferenças entre os sistemas.

O motor a diesel é um motor de autoignição em que o combustível e o ar são misturados dentro do cilindro. O ar necessário para a combustão é altamente comprimido dentro da câmara de combustão. Isso gera altas temperaturas que são suficientes para que o combustível diesel inflame quando injetado. Desta forma, o motor a diesel usa calor para liberar energia química contida no combustível diesel e convertê-lo em força mecânica (FIEBIG et al., 2014).

Nas câmaras de combustão do motor a relação ar-combustível, o tempo de ignição, a turbulência na câmara de combustão, a forma de combustão, a temperatura de combustão, entre outros, geram uma série de produtos nocivos durante a combustão. Os produtos nocivos mais significativos são CO (monóxido de carbono), HC (hidrocarbonetos), NO_x (óxidos de azoto), SO_x (óxidos de enxofre), CO₂ e material particulado (REŞITOĞLU; ALTINIŞIK; KESKIN, 2015).

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) abrangem uma série de compostos nitrogenados sendo destacados como poluentes atmosféricos, entre eles o NO e o NO₂ são os mais relevantes e o N₂O sendo um dos mais conhecidos gases de efeito estufa (DEL GROSSO et al., 2008).

Os NO_x têm a maior proporção de emissões de poluentes de diesel com uma taxa de mais de 50%. Em seguida estão as emissões de material particulado, com a segunda maior proporção

em emissões de poluentes. Os motores a diesel são motores com concentrações mínimas de CO e HC (DEL GROSSO et al., 2008; REŞITOĞLU; ALTINIŞIK; KESKIN, 2015).

Os motores diesel são responsáveis por cerca de 85% de todo o NO_x das emissões de fontes móveis, principalmente na forma de NO (WANG et al., 2012).

As emissões de óxidos de nitrogênio dos veículos são responsáveis por uma grande quantidade de riscos para o ambiente e a saúde. As emissões de NO_x contribuem para a acidificação, formação de ozônio, enriquecimento de nutrientes e formação de smog, que se tornaram problemas consideráveis na maioria das grandes cidades do mundo (GREWE et al., 2012).

Na atmosfera, as emissões de NO_x reagem quimicamente com outros poluentes para formar ozônio troposférico (o principal componente da poluição fotoquímica) e outros poluentes tóxicos (MARTINS; RODRIGUES, 2001).

O NO e o NO₂ são considerados tóxicos, mas o NO₂ tem um nível de toxicidade cinco vezes maior do que o NO e é uma preocupação direta da doença pulmonar humana. Já o dióxido de nitrogênio pode irritar os pulmões e diminuir a resistência a infecções respiratórias (como a gripe). As emissões de NO_x são importantes precursores da chuva ácida que podem afetar os ecossistemas terrestres e aquáticos. O dióxido de nitrogênio e o nitrato transportado pelo ar também contribuem para a neblina poluente, o que prejudica a visibilidade (HOEFT et al., 2012; KAGAWA, 2002).

Além disso, as emissões de poluentes incluem as emissões de SO_x. Poveda (2014) destaca que os óxidos de enxofre (SO_x) concentrados no gás de escape são diretamente proporcionais ao teor de enxofre presente no óleo diesel. Durante a combustão, todo enxofre contido no óleo diesel é oxidado. Quase tudo é emitido como SO₂, mas uma pequena fração (2 a 3%) é convertida em trióxido de enxofre (SO₃) no escapamento, no qual reage facilmente com a água para formar o ácido sulfúrico (H₂SO₄) (CAPANA, 2008).

O SO₂ e o NO₂ são gases responsáveis pela chuva ácida, e os diesel proveniente de combustíveis fósseis acentuam as emissões desses gases.

Apesar de quantidade mínimas o CO, nos seres humanos quando inalado pelos pulmões e transmitido para a corrente sanguínea, o gás se liga a hemoglobina e inibe a capacidade de transferência de oxigênio. Suas concentrações no ar podem levar a asfixia, afetando órgãos distintos, prejudicando a concentração, reflexos lentos e confusão (KAMPA; CASTANAS, 2008; STRAUSS; WASIL; EARNEST, 2004; WALSH, 2011).

Em relação à emissão de hidrocarbonetos (HC), de acordo com Zheng et al. (2008) os motores a diesel, normalmente, emitem baixos níveis de hidrocarbonetos. Porém, estima-se que os hidrocarbonetos têm efeitos nocivos no ambiente e na saúde humana. Com outras emissões poluentes, desempenham um papel significativo na formação do ozônio troposférico, sendo um poluente responsável por danos às plantas, deixando-as mais suscetíveis a estresses ambientais, bem como ao ataque de pragas e doenças (MARTINS; RODRIGUES, 2001). Os veículos são responsáveis por cerca de 50% das emissões que formam o ozônio. Os hidrocarbonetos são tóxicos com potencial para causar irritação do trato respiratório e câncer (DIAZ-SANCHEZ, 1997; KRZYZANOWSKI; KUNA-DIBBERT; SCHNEIDER, 2005).

As emissões de partículas nos gases de escape são resultantes do processo de combustão. A maioria das partículas é resultante da combustão incompleta dos hidrocarbonetos no combustível e no óleo lubrificante. As partículas diesel são tipicamente esferas com cerca de 15 a 40nm de diâmetro, e aproximadamente mais de 90 % do material particulado é menor que 1µm de diâmetro. O processo de formação de emissões de particulados depende de muitos fatores, como o processo de combustão e expansão, a qualidade do combustível (teor de enxofre e cinzas), a qualidade do óleo de lubrificação, o consumo, a temperatura de combustão e o resfriamento dos gases de escape (BURTSCHER, 2005).

As emissões de partículas dos motores a diesel são consideravelmente mais elevadas do que as dos motores a gasolina (seis a dez vezes maior). As emissões de partículas de diesel podem ser divididas em três componentes principais: fuligem, fração orgânica solúvel (FOS) e fração inorgânica (IF). Mais de 50 % das emissões totais de particulados são fuligem que é vista como fumo negro. A FOS consiste em hidrocarbonetos pesados adsorvidos ou condensados na fuligem. É derivado em parte do óleo lubrificante, em parte do combustível não queimado e em parte de compostos formados durante a combustão (REŞITOĞLU; ALTINIŞIK; KESKIN, 2015).

Muitas pesquisas são realizadas para detectar o impacto das emissões de particulados no meio ambiente e na saúde humana. Nessas pesquisas, está documentado que a inalação dessas partículas pode causar importantes problemas de saúde, como morte prematura, asma, câncer de pulmão e outros problemas cardiovasculares. Essas emissões contribuem para a poluição do ar, como redução da visibilidade, impacta a produtividade agrícola e contribui para as mudanças climáticas globais (ENGLERT, 2004; MICHAELS; KLEINMAN, 2000).

Poveda (2014) estimou as emissões relativas ao CenR e CenI por cada m³ de vinhaça, o que pode ser observado na Tabela 19 calculada para um volume de vinhaça anual de

960.000m³/ano. Ademais, o autor também ressalta que os óxidos de enxofre e nitrogênio liberados nos processos de combustão pelos motores, são considerados agentes de chuva ácida.

Tabela 19: Estimativa de emissões gasosas dos motores a diesel referentes ao CenR e CenI

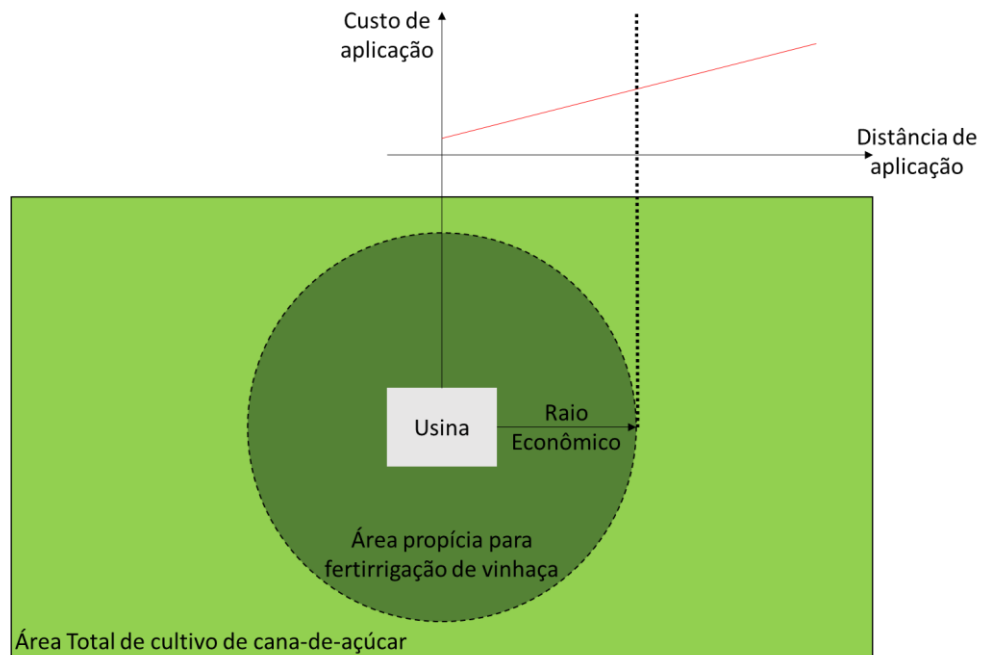
Fonte	CO ₂ eq		NO _x		SO _x	
	Por m ³ de vinhaça (kg)	Anual (t)	Por m ³ de vinhaça (g)	Anual (t)	Por m ³ de vinhaça (g)	Anual (t)
	Cenário (CenR e CenI)					
Motores a diesel	0,67	642,00	5,10	4,87	0,19	0,18

Fonte: Adaptado de Poveda (2014).

Portanto, pode-se afirmar que muitos impactos ambientais são atrelados ao transporte da vinhaça até os campos de cana-de-açúcar, desta forma apesar da introdução de tecnologias que suscitam a uma melhor sustentabilidade nos processos, ainda é necessário um olhar para toda a cadeia, de modo que todas as etapas possam de fato contribuir para melhorias em termos ambientais.

Na Figura 32, pode-se observar que o custo do transporte da vinhaça, cresce com a distância entre a usina e o local da aplicação. Com isso, além da problemática descrita de emissões, o transporte da vinhaça também é um fator de ineficiência da cadeia. Este fato também colabora para uma aplicação indiscriminada da quantidade de vinhaça por ha, em desacordo com as normas vigentes, ou até o despejo em corpos hídricos que será também discutido nas próximas seções.

Figura 32: Raio Econômico de aplicação de vinhaça



Fonte: Adaptado Fuess; Rodrigues e Garcia (2017)

Desta forma, entende-se que por um lado ocorre a geração de GEE por parte dos caminhões de transporte e por outro lado a aplicação desmedida de vinhaça por hectare. O equacionamento desses dois fatores é inerente à inserção da tecnologia de biodigestão anaeróbia, evidenciando um componente econômico que por vezes se sobressai a preocupação ambiental.

Quadro 10: Síntese dos impactos relacionados ao transporte e distribuição

Aspecto	Impactos Primário	Impacto Secundário	Parâmetros
Emissões dos motores diesel	<ul style="list-style-type: none">- Emissão de NO_x- Emissão de SO_x- Emissão de CO- Emissão de HC- Emissão de particulados	<ul style="list-style-type: none">- Aquecimento global- Chuva ácida- Saúde humana- Auxilia na formação de ozônio troposférico	<ul style="list-style-type: none">- Volume de emissão de NO_x- Volume de emissão de SO_x- Volume de emissão de CO- Volume de emissão de HC- Volume de emissão de particulados- Qualidade do diesel- Eficiência do motor diesel

6.2.4. Emissões na produção de energia elétrica

Uma das grandes mudanças entre os cenários é o aproveitamento do biogás, sendo que a produção de eletricidade é a principal forma de recuperação de energia desse coproduto, como já mencionado na seção 4.2. Mas apesar desta produção advir de fonte renovável e a tecnologia ser consolidada, alguns estudos utilizando motores de combustão interna para produção de energia elétrica demonstram que as emissões do motor movido a biogás, são comparáveis às de motores movidos a gás natural (BENATO; MACOR, 2019; HUANG; CROOKES, 1998; KIM et al., 2016).

Nota-se, portanto, que o biogás ainda que seja fonte renovável de energia, não deve ser considerado fonte sem emissão de passivos ambientais.

Poveda (2014) estimou a emissão de NO_x a partir dos motores a biogás chegando a um resultado de 22,52 tNO_x/ano, concluindo que essas emissões dos motogeradores a biogás são mais significativas que a produzida na frota de caminhões com motores a diesel, que emite o valor de 4,87 tNO_x/ano.

Em relação ao SO_x o autor supõe que todo o enxofre presente no biogás se oxida no motogerador, pois esta reação ocorre em taxas elevadas de compressão, estimando um valor de 1,6 tSO_x/ ano pelos motogeradores a biogás. O que representa cerca de 10 vezes a quantidade de SO_x gerada pelos motores diesel dos caminhões de transporte.

O autor também identificou que as emissões gerais com o uso da vinhaça *in natura* são maiores quando somadas as emissões de todas as etapas. No entanto, no CenI, nota-se uma maior emissão de NO_x e SO_x que requer uma maior atenção por ter alto potencial de efeito estufa.

Tabela 20: Emissões gasosas para CenR e CenI

FONTE	NO _x		SO _x		CO ₂ eq	
	Por m ³ de vinhaça (g)	Anual (t)	Por m ³ de vinhaça (g)	Anual (t)	Por m ³ de vinhaça (kg)	Anual (t)
CenR						
Lagoas e canais	0	0	0	0	19,44	18.700,00
Motores a diesel	5,10	4,87	0,19	0,18	0,67	642,00
TOTAL	5,10	4,87	0,19	0,18	20,11	19.342,00
CenI						
Lagoas e canais	0	0	0	0	0,05	51,84
Perda por vazamento no Biodigestor	0	0	0	0	2,27	2.177,00
Motores a diesel	5,10	4,87	0,19	0,18	0,67	642,00
Motogerador	23,46	22,52	1,67	1,60	0	0
TOTAL	28,56	27,39	1,86	1,78	2,99	2.870,84

Fonte: Adaptado de Poveda (2014).

Vale ressaltar que a emissão de SO_x, sobremaneira o SO₂, é interligado diretamente à quantidade de sulfeto de hidrogênio presente no biogás. Desta forma, quanto mais purificado o biogás for, menor será a emissão destes gases.

Quadro 11: Síntese dos impactos relacionados na geração de energia elétrica por motogerador a biogás

Aspecto	Impactos Primário	Impacto Secundário	Parâmetros
Emissões dos motogeradores a biogás	- Emissão de GEE em CO ₂ eq - Emissão de NO _x e SO _x	- Aquecimento global - Chuva ácida - Saúde humana - Auxilia na formação de ozônio troposférico	- Volume de emissão de NO _x - Volume de emissão de SO _x - Volume de emissão de GEE.

6.3. Impactos na água

Neste tópico foram abordados os potenciais impactos causados em corpos hídricos com potencial poluidor e, para tanto, buscou-se identificar as fontes e emissão para os cenários de estudo.

6.3.1. Águas subterrâneas

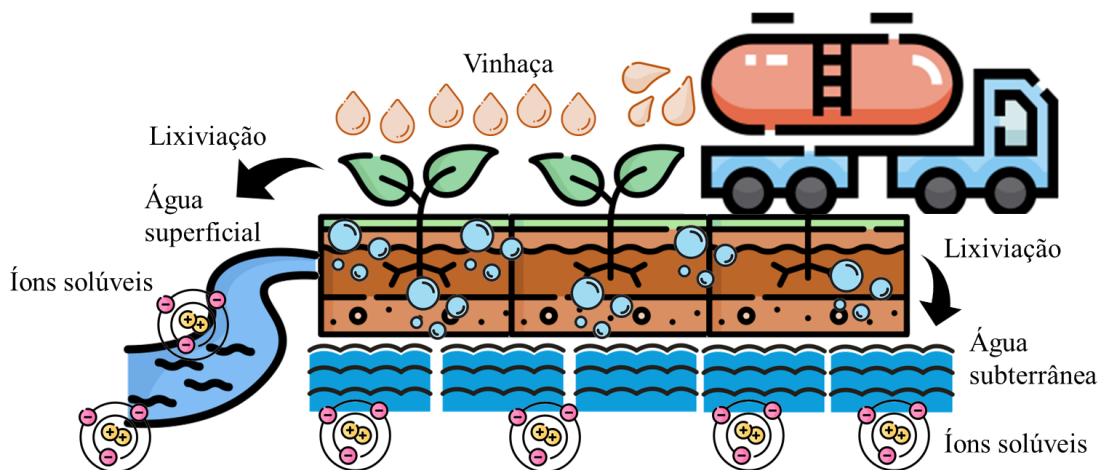
Em relação à fertirrigação, sua forma inapropriada de despejo no solo, por vezes acarreta a vulnerabilidade de águas subterrâneas como aquíferos. Devido ao custo de transporte, geralmente, os usineiros acabam diminuindo o raio de dispersão, promovendo uma excessiva dosagem nas áreas fertirrigadas, como ilustrado pela Figura 32.

Nos trabalhos de Fuess; Rodrigues e Garcia (2017) e Poveda (2014) os autores corroboram que devido ao raio econômico, a vinhaça gerada não será aplicada a toda a área de cultivo, sugerindo a concentração de uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos dentro de uma região específica do solo agrícola.

Devido à concentração de diversos nutrientes na vinhaça como potássio, cálcio, magnésio e também de matéria orgânica, a disposição dessa água residuária como uso de fertilizante não deve ultrapassar a capacidade de retenção de água no solo (SILVA et al., 2014). Isso pode acarretar na lixiviação desses elementos, com probabilidade de alcançar águas subterrâneas e

até mesmo percolar para águas superficiais, que podem ser utilizadas para fins domésticos, agrícolas e industriais, esse processo é ilustrado na Figura 33.

Figura 33: Ilustração do processo de lixiviação



Fonte: Elaboração própria.

A lixiviação é o processo no qual ocorre a liberação de íons na forma solúvel e do movimento de água no perfil do solo a fim de removê-los, sendo a magnitude das perdas proporcional à concentração do elemento na solução do solo e ao volume de água drenado (GHIBERTO, 2009).

No caso do nitrogênio, esse é classificado como um dos nutrientes principais à nutrição das plantas, no entanto, as formas predominantes desse macronutriente devem ser analisadas. O nitrato (NO_3^-) em especial é a forma da qual as plantas absorvem o nitrogênio, sendo que para a vinhaça *in natura* esse íon pode estar disponível em grande quantidade (FUESS; GARCIA, 2014).

A contaminação por nitrato em águas subterrâneas pode ser problemática dada a sua toxicidade e as principais causas de poluição por nitrato em águas subterrâneas tem origem na intensificação da agricultura (OECD, 2008).

Os nitratos são altamente solúveis em água, sendo que durante o processo de fertirrigação são observadas perdas significativas deste nutriente e isto pode promover seu acúmulo no lençol freático e corpos d'água adjacentes (FUESS; GARCIA, 2014).

A acumulação de compostos nitrogenados no solo pode facilitar a lixiviação pelas águas, alcançando o lençol freático. O nitrato, quando presente em água para consumo humano, pode ser reduzido a nitrito pelo metabolismo. Quando isso ocorre a hemoglobina é oxidada a metemoglobina, impedindo o transporte normal do oxigênio na corrente sanguínea. Isso causa

doenças como a metemoglobinemia, ou síndrome do bebê azul, que faz com que ocorra a cianose das células tornando a pele do bebê azulada (AGOSTINHO; PIMENTEL, 2005).

Além da metemoglobinemia, a concentração de nitratos em águas subterrâneas pode ocasionar problemas no sistema reprodutivo e de forma ainda inconclusiva fatores relacionados ao câncer (CERH, 2019).

O Estado de São Paulo é detentor da maior parte das Usinas Sucroalcooleiras brasileiras e conseqüentemente produz muita vinhaça. A produção da cultura se concentra essencialmente entre a região norte e oeste do Estado, como se observa na Figura 34.

Os monitoramentos realizados pela CETESB identificaram a ocorrência de nitrato em diversos aquíferos no Estado, sendo que muitos deles ultrapassam os limites recomendados, assim desde 1990 são detectados aumentos sistemáticos nas concentrações de nitrato ao longo do tempo, muitas vezes com valores acima de 10 mg/L N-NO₃⁻, especialmente nos poços que captam água dos sistemas dos aquíferos de Bauru e Guarani (CERH, 2019).

Tabela 21: Valores Máximos Permitidos para o nitrato em águas subterrâneas

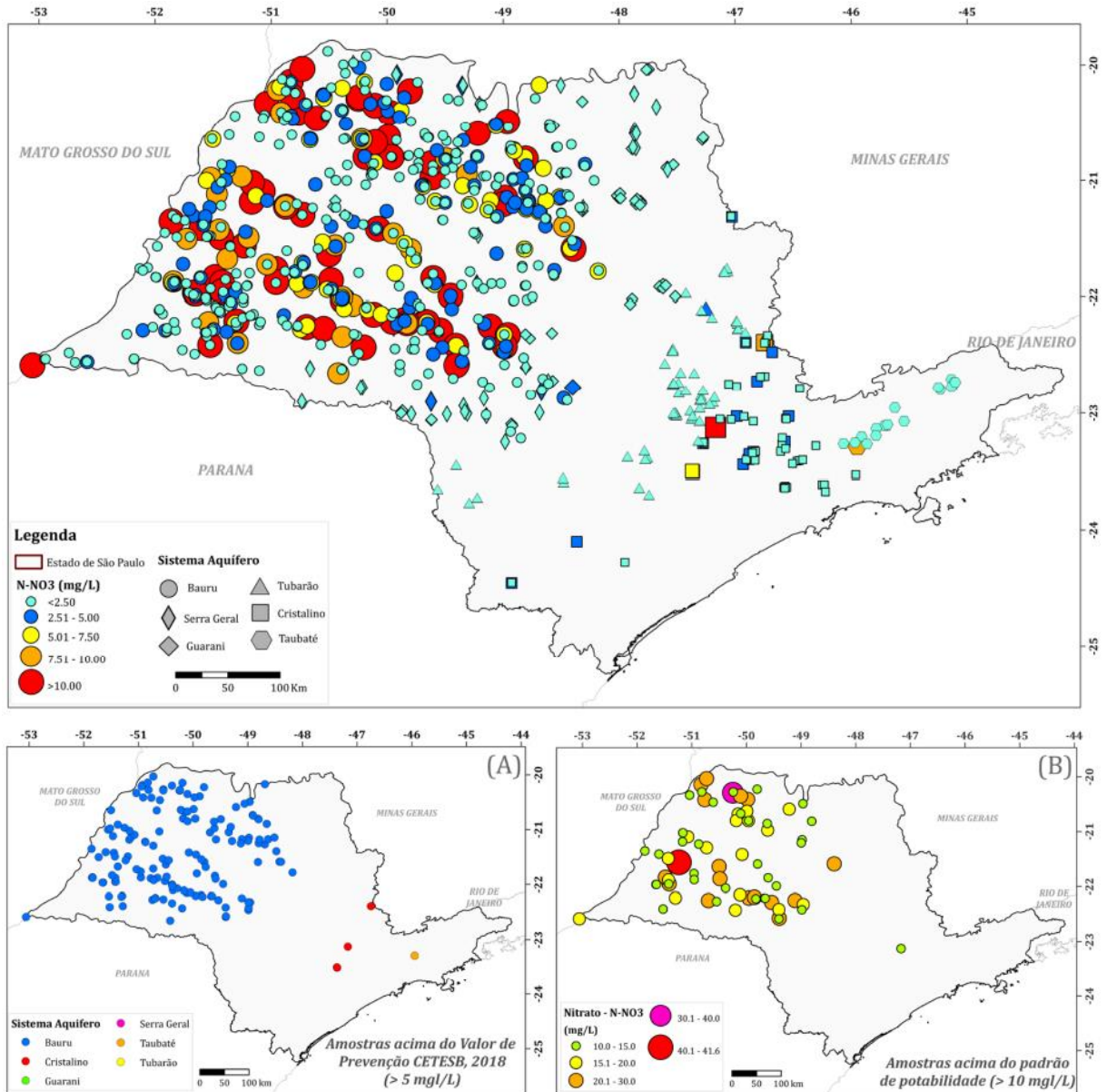
Elemento	Consumo humano	Dessedentação de	Recreação
		animais	
[mg/L N-NO ₃ ⁻]			
Nitrato	10,00	90,00	10,00

Fonte: CONAMA (2008)

De acordo com a Tabela 21 nota-se que os valores encontrados pelo monitoramento da CETESB ficam no limite permitido pelo CONAMA, e ainda ultrapassam a quantidade permitida no uso para dessedentação de animais.

A Figura 35 ilustra o monitoramento dos poços e demonstra a contaminação por nitrato. Esses dados indicam que o nitrato tem um impacto negativo que ganha destaque, e que deve ser melhor investigado. Contudo as atividades de fertirrigação com vinhaça podem ser uma possível explicação desses episódios de contaminação.

Figura 35: Distribuições das concentrações de nitrato (N-NO₃) nas águas subterrâneas do Estado de São Paulo



Fonte: Stradioto; Teramoto e Chang (2019).

Analisando as Figura 34 e Figura 35 nota-se que as regiões de maiores concentrações de cultivo da cana-de-açúcar são próximas as áreas de contaminação por nitrato identificadas, podendo corroborar com as contaminações.

A biodigestão anaeróbia contribui para uma redução significativa de nitrato da vinhaça, o que foi observado por Del Nery et al. (2018) que verificou que a concentração de nitrato na VN foi de 441 mg/L e da VBD de 86 mg/L, alcançando uma redução de mais de 80%.

Deste modo, considerando as características ácidas da vinhaça *in natura*, acrescidos de seus teores de nitrato acentuados, esse efluente terá um risco mais elevado de lixiviar.

Já em relação ao cenário de interesse, a biodigestão anaeróbia reduz significativamente os teores de nitrato e em decorrência do seu pH neutro-alkalino pode se dizer que o risco poderá ser atenuado. Mas, ressalta-se que ainda é necessário mais estudos para entender o comportamento dos nitratos advindos da vinhaça biodigerida no solo.

Quadro 12: Síntese dos impactos relacionados na contaminação de águas subterrâneas por nitrato

Aspecto	Impactos Primário	Impacto Secundário	Parâmetros
Lixiviação de nitratos	Contaminação dos corpos hídricos por nitratos.	Danos à saúde humana	- Volume de nitrato - Valor de pH

6.3.2. Águas superficiais

Apesar do despejo da vinhaça ser considerado ilegal, os efeitos da vinhaça em corpos d'água devem ser considerados, especialmente quanto ao esgotamento nas concentrações de oxigênio dissolvido.

Esse pressuposto surge devido aos casos que vem ocorrendo ao longo dos anos, acarretando em crimes ambientais devido ao despejo irregular de vinhaça em corpos hídricos, o Quadro 13 demonstra que ainda há incidentes ambientais que desencadeiam em impactos ambientais significativos.

Quadro 13: Incidentes ambientais de vinhaça em corpos hídricos

Local	Data	Link da matéria
Barra do Bugres - MT	29/07/2007	https://g1.globo.com/mt/mato-grosso/noticia/2022/02/04/laudo-aponta-danos-antropologicos-a-indigenas-que-tiveram-que-deixar-casas-e-cemiterio-em-mt-apos-poluicao-em-rio.ghtml
Santa Rita do Passa Quatro - SP	05/10/2013	https://g1.globo.com/sp/sao-carlos-regiao/noticia/2013/10/residuos-de-usina-vaza-em-rio-e-mata-milhares-de-peixes-em-descalvado.html
Meridiano - SP	22/05/2018	https://g1.globo.com/sp/sao-jose-do-rio-preto-aracatuba/noticia/usina-de-meridiano-e-multada-em-mais-de-r-190-mil-apos-vinhaca-vazar-em-rio.ghtml
Jaciara – MT	30/07/2018	https://g1.globo.com/mt/mato-grosso/noticia/2018/07/30/usina-e-autuada-e-embargada-apos-acidente-poluir-rio-e-matar-peixes-em-mt.ghtml
Piracicaba - SP	27/05/2022	https://g1.globo.com/sp/piracicaba-regiao/noticia/2022/05/27/crime-ambiental-cetesb-confirma-morte-de-peixes-e-despejo-irregular-de-vinhaca-em-afluente-do-rio-piracicaba-cientistas-explicam-o-que-e-o-residuo.ghtml
Bocaina - SP	06/09/2022	https://g1.globo.com/sp/bauru-marilia/noticia/2022/09/06/moradores-de-bocaina-denunciam-mortandade-de-peixes-apos-despejo-irregular-de-esgoto-e-vinhaca-em-rio.ghtml

Fonte: Elaboração própria.

A contaminação de corpos hídricos superficiais por vinhaça pode se dar pelo seu despejo direto (prática considerada crime ambiental) ou, pelo escoamento superficial dessa água residuária, ou ainda pelo escoamento subsuperficial/lateral. Ressalta-se que em regiões com alto índice de chuvas, esse escoamento pode ser acentuado.

A depleção de oxigênio compreende o principal efeito adverso devido à contaminação com vinhaça em corpos hídricos. A matéria orgânica causa depleção de oxigênio devido à biodegradação heterotrófica ao adentrar em águas superficiais (HVITVED-JACOBSEN, 1982).

Entradas excessivas de nutrientes e matéria orgânica em rios, por exemplo, podem acelerar as taxas de decomposição e levar a déficits de saturação do oxigênio (ROSEMOND et al., 2015; SALTARELLI et al., 2018).

Gunkel et al. (2007) realizaram um estudo no rio Ipojuca, localizado na cidade de Caruaru em Pernambuco, influenciado pela monocultura de cana-de-açúcar, e identificaram que os descartes contínuos de vinhaça em um canal próximo ao rio foram capazes de reduzir até 50% do oxigênio dissolvido na água superficial do rio.

O oxigênio dissolvido é um fator limitante à vida aquática, isto porque diversos organismos aquáticos dependem dele para sobreviver, assim, valores reduzidos de oxigênio dissolvido pode levar à morte desses organismos devido ao processo de anoxia.

Para a vinhaça *in natura* o cenário pode ser mais agravante, principalmente em relação às altas temperaturas, quando ocorre o despejo direto. Sendo a temperatura é um dos parâmetros que exerce influência sobre a concentração de oxigênio em ambientes aquáticos.

Para os macroinvertebrados, por exemplo, eventos de aquecimento da água aumentam as taxas de respiração e a demanda por oxigênio (DILLON; WANG; HUEY, 2010).

Neste sentido a vinhaça biodigerida possui uma temperatura mais amena, pois a temperatura em biodigestores deve ser bem menor que a da vinhaça *in natura*. Já a vinhaça *in natura* sai da indústria sucroalcooleira com temperatura mais elevada, alcançando uma faixa que pode variar de 65-107°C (SILES et al., 2011), considerando o despejo direto.

Gunkel et al. (2007) verificaram um aumento de 2 a 3°C a temperatura da água do rio Ipojuca devido à interação com a vinhaça, notou-se também que o pH do rio diminuiu em 0,5 – 0,7, sendo que em alguns pontos o rio chegou a um pH menor do que 6, revelando condições moderadamente ácidas. Em relação ao material dissolvido suspenso houve um aumento na turbidez da água.

Já a acidificação de águas superficiais pode modificar as composições químicas da água, afetando os organismos aquáticos. Entre os efeitos da acidificação nos ecossistemas aquáticos

encontram-se tendências na reorganização das comunidades microbianas, fitoplantônica, bentônica e de peixes. Isso pode reduzir comunidades que sejam sensíveis à acidificação, incluindo também a modificação da estrutura trófica (MOISEENKO, 2005).

Apesar da lacuna de trabalhos acerca da vinhaça biodigerida em relação à ambientes aquáticos, o processo de biodigestão anaeróbia pode gerar alterações positivas como a alcalinização da VBD e pela redução significativa dos ácidos orgânicos, eliminando a possibilidade de acidificação direta em ambientes lóticos.

Alguns efeitos ambientais adversos podem ser destacados, como a alteração da temperatura da água, a acidificação das águas, depleção do oxigênio dissolvido e eutrofização.

A entrada de nutrientes em corpos hídricos aumenta a quantidade de nutrientes disponíveis, podendo acarretar em desequilíbrios nos processos de fotossíntese e decomposição. O processo é atribuído também ao aumento de concentração de nutrientes, principalmente o fósforo e o nitrogênio. Esse processo é conhecido como eutrofização, sendo capaz de provocar um aumento excessivo de algas e cianobactérias, diminuindo a turbidez da água e do oxigênio dissolvido (LEE; RAST; JONES, 1978).

Partindo do fato de que os nutrientes, fósforo e nitrogênio, tem poucas perdas significativas com o processo anaeróbio, o parâmetro de matéria orgânica poderá ser o que mais causará influência em um potencial processo de eutrofização, podendo ter uma menor intensificação para a VBD quando comparado com a VN.

Outro fator que pode ser relevante entre os cenários é o nitrogênio amoniacal, pois essa substância é considerada tóxica. A legislação do Conselho Nacional do Meio Ambiente, que regulamenta os padrões de lançamento de efluentes (CONAMA n°430/2011) traz um limite de nitrogênio amoniacal total de 20,00 mg/L. No entanto, tanto a VN quanto a VBD ultrapassando esse limite, a Figura 28 demonstra as quantidades de nitrogênio amoniacal com desvio padrão considerando trabalhos distintos.

A amônia é extremamente tóxica para os organismos aquáticos, uma vez que a maioria dos peixes e anfíbios carecem de mecanismos específicos para impedir seu acúmulo na corrente sanguínea. A dose letal de amônia para a maioria dos peixes tropicais pode ser inferior a 1-3 mg/L, com base na exposição aguda (MOISEENKO, 2005).

Outro estudo observou a toxicidade da vinhaça em peixes e pequenos crustáceos, e este mesmo estudo verificou que o ajuste do pH pode reduzir a toxicidade a esses seres (BOTELHO et al., 2012).

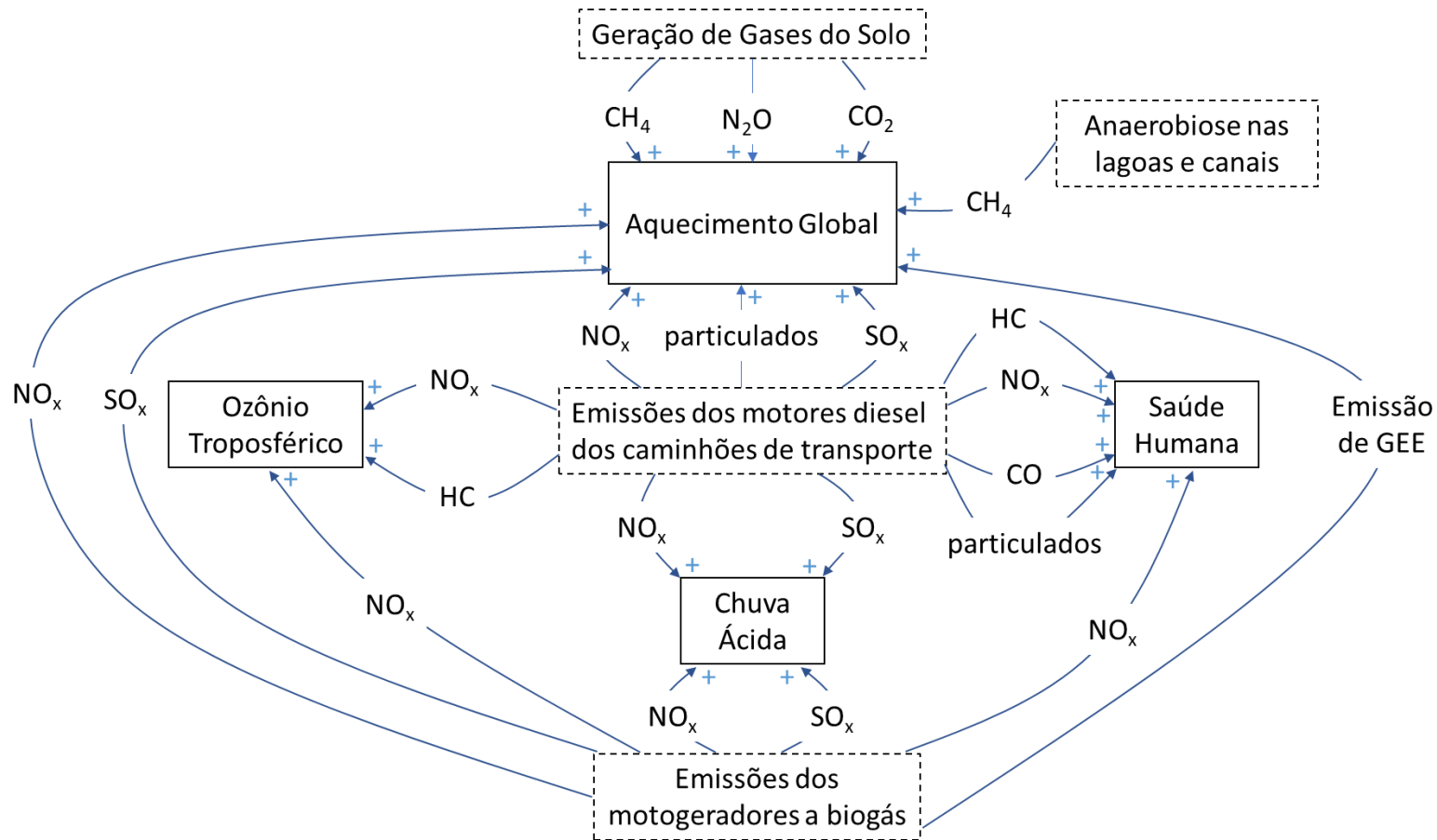
Quadro 14: Síntese dos impactos relacionados na contaminação de águas superficiais

Aspecto	Impactos Primário	Impacto Secundário	Parâmetros
Contaminação dos corpos hídricos	<ul style="list-style-type: none">- Alteração da temperatura da água- Acidificação das águas- Depleção do oxigênio dissolvido- Eutrofização- Toxicidade para organismos aquáticos	<ul style="list-style-type: none">- Desequilíbrio do ecossistema aquático	<ul style="list-style-type: none">- Temperatura do efluente- Valor de pH- Valor de DQO- Valor de nitrogênio e fósforo- Valor de nitrogênio amoniacal

6.4. Diagrama de causalidade

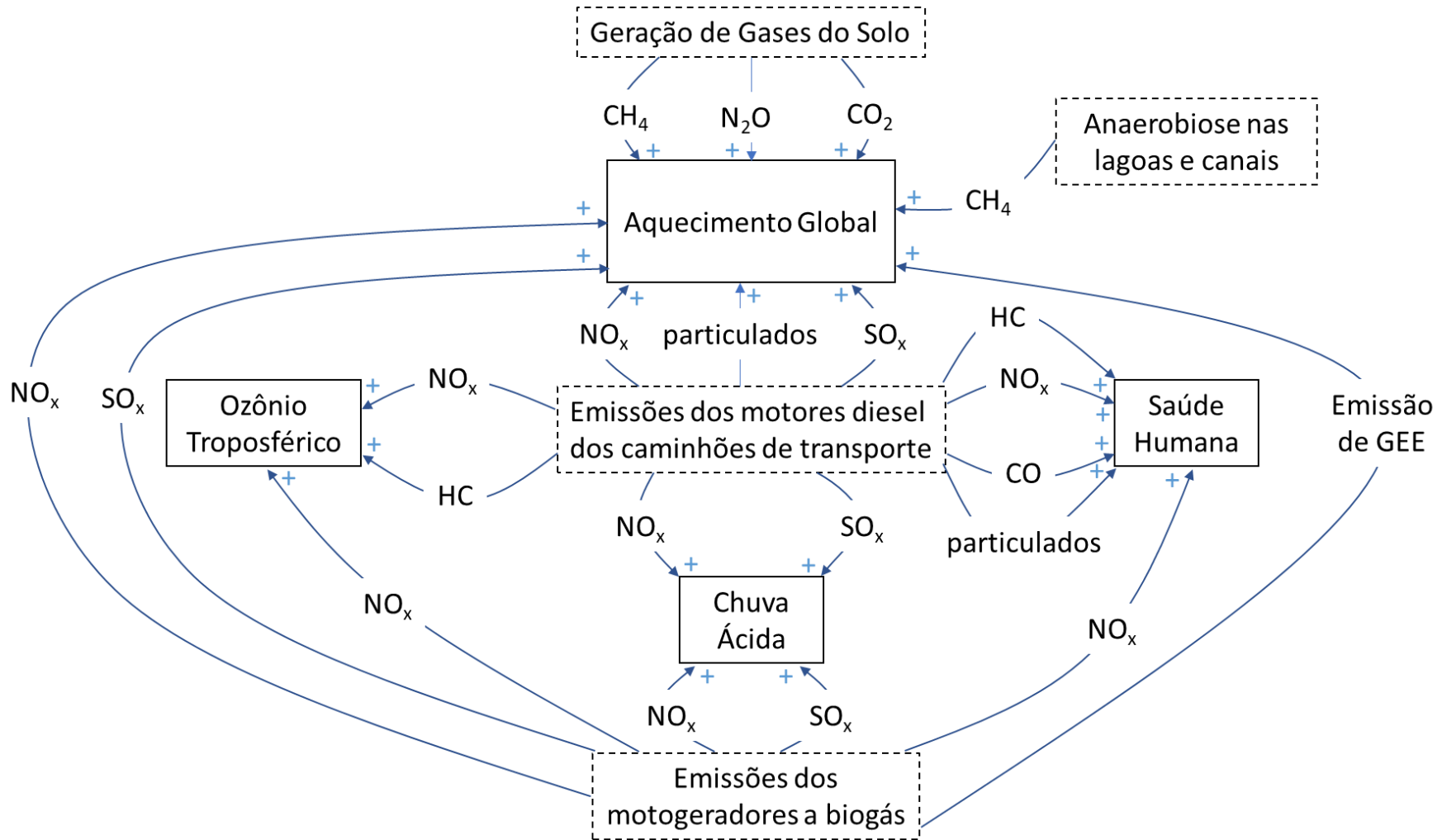
Nesta seção foram esquematizados os impactos referentes ao cenário de interesse, de forma a visualizar a dinâmica dos impactos avaliados.

Figura 36: Diagrama de causalidade dos impactos no solo no Cenário de Interesse



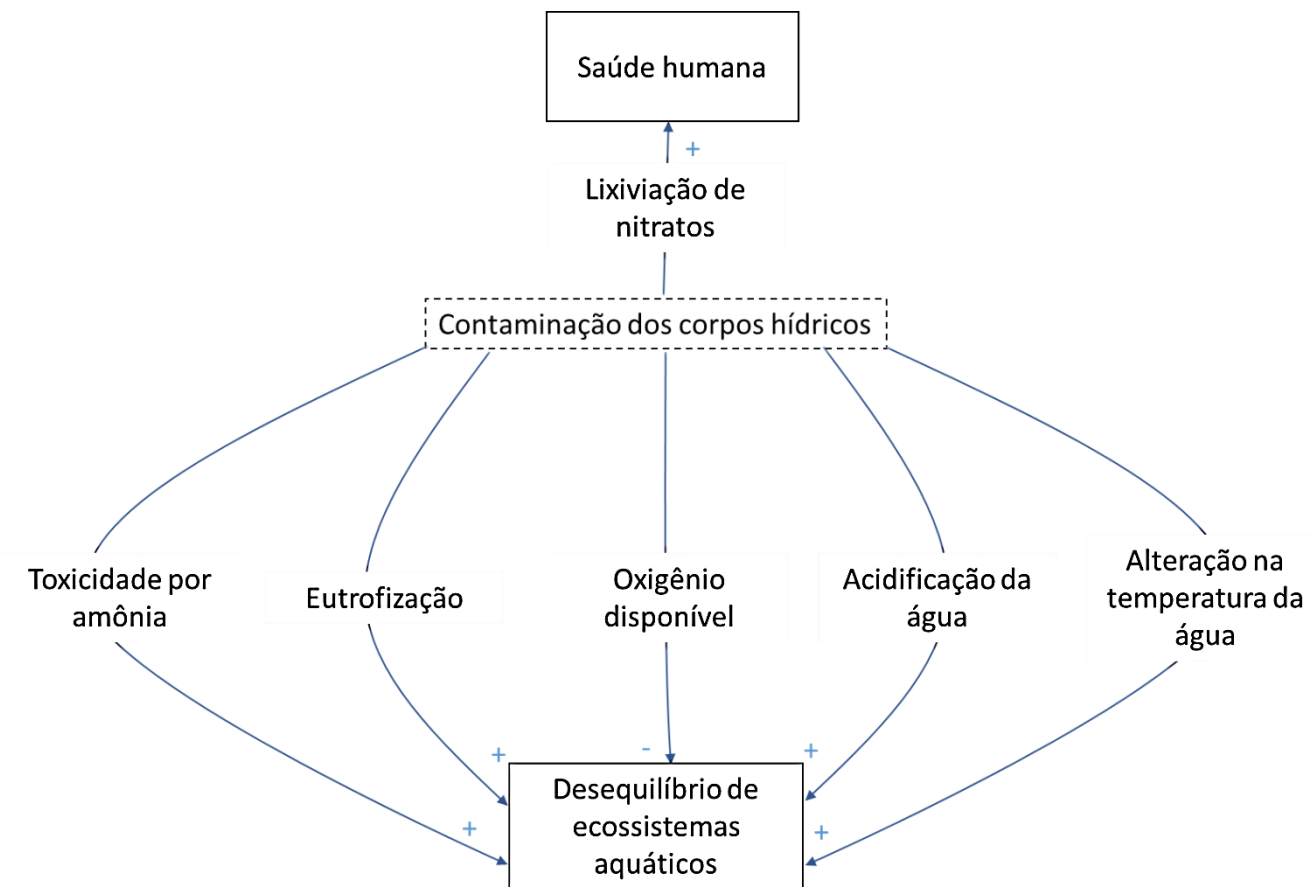
Fonte: Elaboração própria.

Figura 37: Diagrama de causalidade das emissões atmosféricas referentes ao Cenário de Interesse



Fonte: Elaboração própria.

Figura 38: Diagrama de causalidade referente aos impactos em corpos hídricos no Cenário de Interesse



Fonte: Elaboração própria.

6.5. Ponderação dos impactos ambientais

Nesta seção foram sintetizados os resultados da avaliação de impacto, de forma que se aplicou a ponderação multiatributos, para hierarquizar os impactos entre os cenários. Esses dados se encontram abaixo no Quadro 15.

Quadro 15: Hierarquização dos impactos avaliados para cada cenário

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
Solo	Fertirrigação	Acidificação do solo	- Redução da assimilação de nutrientes pela planta	- Redução da produtividade	VEr	VE	A assimilação de nutrientes pelas plantas é favorecida em meios com pH acima de 5,5. Desta forma, a vinhaça biodigerida é benéfica em relação a este parâmetro, pois seu pH próximo ao neutro viabiliza a assimilação dos nutrientes. Em contrapartida, a vinhaça <i>in natura</i> eleva a acidez do solo, prejudicando a assimilação dos nutrientes pelas culturas.
Solo	Fertirrigação	Acidificação do solo	Alteração do poder tampão do solo	- Redução da produtividade	VEr	AM	A vinhaça <i>in natura</i> promove alterações bruscas no pH do solo, comprometendo o poder tampão do solo devido ao seu pH ácido. Já a VBD, por possuir pH próximo ao neutro, pode não gerar esse impacto.
Solo	Fertirrigação	Acidificação do solo	A acidez do solo prejudica as atividades de	- Redução da produtividade	VEr	VE	Devido às características da vinhaça <i>in natura</i> em acidificar o solo, os microrganismos intolerantes a esse pH terão uma redução em suas atividades e comunidade, principalmente, em relação aos

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
			microrganismos sensíveis a esse pH				organismos basófilos ou alguns neutrófilos. Em contrapartida em relação a este parâmetro, esses organismos poderão se desenvolver melhor na vinhaça biodigerida.
Solo	Fertirrigação	Sobrecarga orgânica	Redução do oxigênio disponível devido a obstrução dos poros	Redução da produtividade	VEr	RO	A sobrecarga orgânica causa redução da porosidade do solo, propiciando condições anaeróbias e afetando a quantidade de oxigênio disponível. Causando consequentemente um decaimento do rendimento da lavoura. Esse efeito é mais acentuado no CenR devido aos maiores níveis de SDT da VN.
Solo	Fertirrigação	Sobrecarga orgânica	Redução da fixação do Nitrogênio devido a obstrução dos poros	Redução da produtividade Perda da atividade microbiana	VEr	RO	A sobrecarga orgânica causa redução da porosidade do solo, afetando a quantidade de Nitrogênio disponível próximo as raízes. Isso desfavorece as bactérias fixadoras de Nitrogênio e causa um decaimento de produtividade. Esse efeito é mais acentuado no CenR devido aos maiores níveis de SDT da VN.
Solo	Fertirrigação	Superfertilização	Aumento da suculência da planta	Redução da produtividade	VEr	VEr	Uma entrada de nutrientes em excesso pode prejudicar a qualidade da cultura, no caso do excesso de nitrogênio, pode ocasionar em um aumento da suculência da planta. Com isso o seu acamamento

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
							reduz o conteúdo de açúcar para a cana. Em ambos os cenários, os valores de nitrogênio total se mantem equiparados, nesse sentido nota-se perdas insignificativas de TKN com o processo de biodigestão.
Solo	Fertirrigação	Superfertilização	Redução do oxigênio disponível pela intensificação do processo de nitrificação	Redução da produtividade	RO	VEr	O nitrogênio amoniacal tem maior concentração na vinhaça biodigerida, e conseqüentemente em relação a vinhaça <i>in natura</i> , terá uma maior acentuação no processo de nitrificação, ocasionando uma escassez de oxigênio no solo e redução da produtividade das plantas.
Solo	Fertirrigação	Salinização	Alteração do potencial osmótico	Redução da produtividade	VEr	VEr	Em ambos os cenários, utilizando o parâmetro de sólidos dissolvidos totais (SDT > 500mg/L) a condutividade elétrica (CE>3,00 dS/m). A salinização do solo em tese é considerada severa, podendo impactar na alteração osmótica e reduzir a produtividade.
Solo	Fertirrigação	Salinização	Solubilização de metais tóxicos		VEr	RO	A toxicidade por metais é acentuada devido ao processo de salinização, visto que este aspecto corrobora para uma maior mobilidade dos metais, no entanto, alguns metais têm seus efeitos

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
							potencializados em meio ácido, caso da vinhaça <i>in natura</i> .
Solo	Fertirrigação	Salinização	Toxicidade por sulfato		VEr	AM	O sulfato possui concentração acentuada na vinhaça <i>in natura</i> sendo muito reduzida no processo anaeróbico.
Solo	Fertirrigação	Sodificação	Redução de infiltração de água no solo	Redução da produtividade	RO	VEr	Devido a adição de bases para ajustes do pH para melhor eficiência no processo anaeróbico, a vinhaça biodigerida possui um maior potencial a sodificar o solo. Essa tem uma maior relação Na:Ca e uma taxa maior de adsorção de sódio (RAS) que expressa que a concentração de sódio é maior nesse efluente.
Mudanças Climáticas	Fertirrigação	Geração de GEE	Emissão de CO ₂	Aquecimento global	VEr	RO	A vinhaça biodigerida tem potencial de reduzir as emissões em CO ₂ no solo em pouco mais de 60%.
Mudanças Climáticas	Fertirrigação	Geração de GEE	Emissão de CH ₄	Aquecimento global	RO	VEr	Ainda que em níveis menores quando comparados a emissões de CO ₂ e N ₂ O, ainda há emissão de CH ₄ e a vinhaça biodigerida emite cerca de duas vezes mais metano que a vinhaça <i>in natura</i> .
Mudanças Climáticas	Fertirrigação	Geração de GEE	Emissão de N ₂ O	Aquecimento global	RO	VEr	Devido a maior disponibilidade de nitrogênio no solo a vinhaça biodigerida tem maior potencial de emitir N ₂ O, quase duas vezes mais quando comparada a emissão por vinhaça <i>in natura</i> .

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
Mudanças Climáticas	Fertirrigação	Geração de GEE	Emissão de odores	Mau cheiro	VEr	AM	A vinhaça <i>in natura</i> possui um teor significativo de sulfatos em sua composição e quando aplicado no solo, bactérias redutoras de sulfato favorecem a liberação de maus odores, emitindo principalmente, H ₂ S que possui um odor desagradável. O que além da qualidade do ar, também produz impactos socioeconômicos nas comunidades circundas. A biodigestão anaeróbia pode eliminar a emissão destes odores devido à redução de sulfatos.
Mudanças Climáticas	Lagoas de armazenamento e canais de distribuição	Anaerobiose nas lagoas e canais	Emissão de CH ₄	Aquecimento global	VEr	RO	Há significativa redução de emissão de metano e dióxido de carbono em relação ao cenário de referência, no trabalho de Poveda (2014) esta redução foi de cerca de oito vezes.
Mudanças Climáticas	Transporte e distribuição da vinhaça	Emissões dos motores diesel	Emissão de NO _x	Aquecimento global Chuva ácida Saúde humana Auxilia na formação de ozônio troposférico	RO	RO	Apesar do volume de geração associado ao transporte da vinhaça (<i>in natura</i> e biodigerida) não ser alvo de quantificação no presente, buscou-se apresentar aqui os impactos potenciais para que sejam considerados, mesmo que em uma menor magnitude. É sabido que os motores diesel emitem óxidos de nitrogênio. Dentre eles o NO ₂ se destaca por ser um dos poluentes atmosféricos responsável pela chuva ácida. Também

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
							os compostos NO _x são emitidos nos motores diesel veiculares. O NO tem potencial de agravar doenças pulmonares e o NO ₂ pode causar irritação nos pulmões e diminuir a resistência a infecções respiratórias. Os NO _x reagem quimicamente com outros poluentes para formar ozônio troposférico.
Mudanças Climáticas	Transporte e distribuição da vinhaça	Emissões dos motores diesel	Emissão de SO _x	Aquecimento global Chuva ácida	RO	RO	Ainda que em uma magnitude reduzida, buscou-se apresentar aqui os impactos potenciais da geração de SO _x . Os teores de óxidos de enxofre são emitidos devido ao seu teor presente no diesel e dentre esses a maior proporção de emissão é de SO ₂ e uma fração menor de SO ₃ , sendo que o SO ₂ é responsável pela chuva ácida.
Mudanças Climáticas	Transporte e distribuição da vinhaça	Emissões dos motores diesel	Emissão de CO	Saúde humana	RO	RO	Ainda que em uma magnitude reduzida, buscou-se apresentar aqui os impactos potenciais da geração de CO. O monóxido de carbono mesmo que produzido em quantidade mínimas em motores a diesel podem afetar a saúde humana, por se tratar de um gás muito perigoso devido a sua toxicidade, tem por exemplo potencial de causar asfixia em seres humanos.

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
Mudanças Climáticas	Transporte e distribuição da vinhaça	Emissões dos motores diesel	Emissão de hidrocarbonetos	Auxilia na formação de ozônio Saúde humana	RO	RO	Ainda que em uma magnitude reduzida, buscou-se apresentar aqui os impactos potenciais da geração de hidrocarbonetos. Mesmo sendo emitidos em quantidades mínimas por motores a diesel, os hidrocarbonetos quando agregados a outros gases poluentes, podem desempenhar papel significativo na formação do ozônio troposférico, este gás tem potencial para deixar plantas mais suscetíveis ao ataque de pragas e doenças. Ainda há estudos que sugerem que os hidrocarbonetos são tóxicos e tem potencial para causar câncer.
Mudanças Climáticas	Transporte e distribuição da vinhaça	Emissões dos motores diesel	Emissão de particulados	Aquecimento global Saúde humana	RO	RO	Ainda que em uma magnitude reduzida, buscou-se apresentar aqui os impactos potenciais da geração de particulados. Alguns estudos já correlacionaram que a emissão de particulados por motores a diesel tem potencial de causar danos à saúde humana, como morte prematura, asma, câncer de pulmão e até problemas cardiovasculares. Ainda há a premissa de que os particulados modificam a qualidade do ar, podendo impactar na redução da visibilidade e produtividade agrícola.

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
Mudanças Climáticas	Produção de energia elétrica por motores de combustão interna a biogás	Emissões dos motogeradores a biogás	Emissão de GEE em CO ₂ eq	- Aquecimento global	VER	RO	Identificou-se que as emissões gerais com o uso da vinhaça <i>in natura</i> são da ordem de 7 vezes maiores que as emissões gerais com o uso de VBD + geração de energia elétrica, quando somadas as emissões de todas as etapas de ambos os cenários.
Mudanças Climáticas	Produção de energia elétrica por motores de combustão interna a biogás	Emissões dos motogeradores a biogás	Emissão de NO _x	- Aquecimento global - Chuva ácida - Saúde humana - Auxilia na formação de ozônio troposférico	RO	VER	Para os dois cenários apresentados, o CenI gera da ordem de 5,6 vezes mais NO _x que o CenR. Esses gases são potencialmente poluidores, sendo contribuintes do aquecimento global, formação de chuva ácida, potencializando danos à saúde humana e auxiliando a formação do ozônio troposférico.
Mudanças Climáticas	Produção de energia elétrica por motores de combustão interna a biogás	Emissões dos motogeradores a biogás	Emissão de SO _x	- Aquecimento global - Chuva ácida	RO	VER	Para os dois cenários apresentados, o CenI gera da ordem de 10 vezes mais SO _x que o CenR. Esses gases são potencialmente poluidores, sendo contribuintes do aquecimento global e formação de chuva ácida.

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
Águas subterrâneas	Fertirrigação	Lixiviação de nitratos	Contaminação dos corpos hídricos por nitratos.	- Danos à saúde humana	VER	RO	O nitrato quando lixiviado tem potencial de contaminar águas subterrâneas e superficiais. A vinhaça <i>in natura</i> tem um teor muito maior de nitrato que a biodigerida. No trabalho de Del Nery (2018) encontra-se uma redução de 80% dessa substância pelo processo de biodigestão anaeróbia, podendo ser um indicativo para minimização desse contaminante.
Águas superficiais	Escoamento ou despejo de vinhaça em corpos hídricos	Contaminação dos corpos hídricos	- Alteração da temperatura da água	- Desequilíbrio do ecossistema aquático	VER	RO	A VBD possui uma faixa ideal de temperatura para os consórcios de bactérias sobreviverem, nesse caso microrganismos mesofílicos estão em uma faixa próxima de 30°C e os termofílicos em uma faixa próxima de 50°C (MORAES et al., 2014). Já a vinhaça <i>in natura</i> sai da indústria sucroalcooleira com temperatura mais elevada, alcançando uma faixa que pode variar de 65-107°C (SILES et al., 2011), considerando o despejo direto. Por isso, a VBD possui um potencial de impacto levemente menor que a VN para causar aumento de temperatura do corpo hídrico.
Águas superficiais	Escoamento ou despejo de	Contaminação dos corpos hídricos	- Acidificação das águas	- Desequilíbrio do ecossistema aquático	VER	AM	A acidificação de águas superficiais pode modificar as composições químicas da água, afetando os organismos aquáticos (MOISEENKO, 2005). A VN

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
	vinhaça em corpos hídricos						possui um pH ácido e por isso causa maior impacto que o pH neutro-alcálico da VBD.
Águas superficiais	Escoamento ou despejo de vinhaça em corpos hídricos	Contaminação dos corpos hídricos	- Depleção do oxigênio dissolvido	- Desequilíbrio do ecossistema aquático	VER	RO	A depleção de oxigênio compreende o principal efeito adverso devido a contaminação com vinhaça em corpos hídricos. A matéria orgânica biodegradável causa depleção de oxigênio devido a biodegradação heterotrófica ao adentrar em águas superficiais (HVITVED-JACOBSEN, 1982). Como a VBD possui valores médios de DQO da ordem de 25% da VN, conclui-se que a BDA tem potencial de diminuição desse efeito.
Águas superficiais	Escoamento ou despejo de vinhaça em corpos hídricos	Contaminação dos corpos hídricos	- Eutrofização	- Desequilíbrio do ecossistema aquático	VER	RO	Com os parâmetros de fósforo e nitrogênio similares, a eutrofização será influenciada pela concentração de matéria orgânica, sendo mais acentuada para a VN em relação a VBD.
Águas superficiais	Escoamento ou despejo de vinhaça em corpos hídricos	Contaminação dos corpos hídricos	- Toxicidade para organismos aquáticos	- Desequilíbrio do ecossistema aquático	RO	VER	A amônia é extremamente tóxica para os organismos aquáticos, uma vez que a maioria dos peixes e anfíbios carecem de mecanismos específicos para impedir seu acúmulo na corrente sanguínea. Apesar de ambos estarem acima do nível estabelecido pelo CONAMA para o nitrogênio amoniacal, a concentração deste

Fator ambiental	Atividade	Aspecto	Impactos Primários	Impactos Secundários	CenR	CenI	Observações
							composto na VBD é cerca de 4 vezes maior que na VN.

Alguns resultados aqui tornam-se importantes, pois identificam algumas melhorias com a biodigestão anaeróbia inserida ao processo.

Em relação à acidificação do solo notou-se que as características do pH da vinhaça biodigerida são um fator benéfico, pois isto condiciona a uma melhor assimilação de nutrientes pela planta e para a produtividade das plantações no geral. Isso se torna essencial do ponto de vista da justificativa para se utilizar vinhaça com objetivo de reduzir o uso de fertilizantes sintéticos, pois é importante que as plantas tenham o melhor aproveitamento possível dos nutrientes disponíveis na vinhaça.

No geral, em relação aos aspectos analisados, a vinhaça biodigerida teve reduções principalmente de matéria orgânica, sulfatos, nitratos que levam à minimização de seus impactos associados. No entanto, vale ressaltar que em relação ao nitrogênio amoniacal e às relações das condições de sódio, cálcio e magnésio no solo, a vinhaça biodigerida deve receber atenção especial, pois produz impactos preocupantes e piores em relação a vinhaça *in natura*.

Ainda em relação ao teor de matéria orgânica, as evidências permitem afirmar que o processo de biodigestão introduz reduções significativas, mas que, ainda assim, não se caracterizam como um tratamento eficiente para águas residuárias da indústria sucroalcooleira. A VBD resultante ainda não atende nenhum critério de DQO legal que a permita ter destinações diferente da própria VN, isto porque ambas (VN e VBD) causam impactos significativos no meio.

No caso do transporte da vinhaça, neste trabalho levou-se em consideração a forma mais comum que é o uso de caminhões. Porém o diesel dos veículos gera passivos ambientais preocupantes, dos quais deve-se pensar e analisar criticamente, pois esses tendem a descaracterizar a real sustentabilidade atrelada à introdução do processo de biodigestão anaeróbia.

O aproveitamento do biogás realizado pelas instalações de geração de energia elétrica, além do componente econômico, também se mostrou um fator de redução de emissão de GEE. Isso pois, quando comparado a toda a cadeia da vinhaça *in natura* (CenR), a queima nos motogeradores produz uma redução do volume em termos de CO₂ eq. Entretanto, ressalta-se que a geração de compostos altamente poluentes como NO_x e SO_x é maximizada no CenI.

Em relação a corpos hídricos para ambos os cenários ainda é ilegal o despejo dos efluentes nesses locais. No entanto, aqui averiguou-se que alguns aspectos do processo de biodigestão anaeróbia atenuam as características poluentes da vinhaça, o que auxilia na minimização dos impactos. O caso do nitrato é o mais proeminente, pois é uma substância poluidora que vem se

demonstrando preocupante devido à contaminação de águas subterrâneas. Neste sentido, a BDA tem capacidade de reduzir significativamente os teores desse íon, sendo portanto, uma melhoria importante em termos de impactos.

Em suma, pode-se afirmar que a biodigestão anaeróbia contribui com melhorias na qualidade físico-química da vinhaça. Não apenas quanto à conservação do potássio que rege a norma de aplicação, mas contribui com reduções de matéria orgânica, nitrato, ácidos voláteis, sulfato, melhoria do pH, mas mantendo nutrientes essenciais que podem ser reaproveitados no solo, como: nitrogênio, fósforo e potássio principalmente.

6.6. Perspectivas e trabalhos futuros

Este trabalho teve como premissa dar subsídios a pesquisas futuras.

Foi notória a oportunidade de existência em analisar demais usos para estes coprodutos. O que inclui analisar outras possibilidades para o aproveitamento da vinhaça biodigerida de modo que seja melhor integrado com o ciclo de produção de bioetanol.

Ademais, foram encontradas poucas pesquisas sobre os impactos da vinhaça biodigerida, e por isso alguns aspectos ainda são pouco conhecidos, suscitando assim novas pesquisas na área.

Complementarmente, a compreensão aprofundada dos impactos da fertirrigação da vinhaça, passa por maiores estudos que analisem a interação com diversos tipos de solo. Isso também se aplica às questões de contaminação de águas subterrâneas e demais corpos hídricos que carecem de maiores investigações.

Por fim, ao longo deste trabalho, foram identificadas várias substâncias nocivas à saúde humana, como poluentes atmosféricos (NO_x , SO_x , CO , dentre outros) e contaminantes de corpos hídricos (nitrogênio amoniacal, nitrato, entre outros). Apesar de elencar potenciais prejuízos que cada um desses elementos causam à saúde humana (disfunções respiratórias, neurológicas, oncológicas, dentre outros), o presente trabalho notou uma carência de estudos que interligue a atividade da indústria sucroalcooleira aos impactos ao bem-estar da sociedade.

7. CONCLUSÕES

O desenvolvimento de tecnologias que impactem em uma maior eficiência nos processos industriais e que comitantemente tenham o aproveitamento de seus subprodutos é de suma importância, entretanto, no caso do tratamento e aproveitamento da vinhaça restam ainda muitas lacunas de como esse efluente processado impacta o meio onde será inserido, sendo necessário a realização de estudos de campo para obter fatores mais específicos, especialmente sobre a vinhaça biodigerida.

Este trabalho teve como objetivo verificar potenciais impactos advindos da inserção da biodigestão anaeróbia diante da alternativa mais promissora considerando o contexto atual do país. Esses resultados são de importância no tocante a subsidiar informações aos tomadores de decisão, bem como os desenvolvedores da tecnologia, a fim de contribuir com potenciais melhorias dentro dos sistemas do ponto de vista ambiental. Além de introduzir questionamentos sobre impactos não abordados em trabalhos anteriores, por exemplo, os impactos à saúde humana.

Em ambos os casos a questão da água para irrigação tornou-se um motivo positivo para a utilização da vinhaça, tanto a *in natura* quanto a biodigerida, visto que os coprodutos possuem significativo percentual de água, o que pode gerar redução na dependência de água doce e impactar diretamente nas questões sobre escassez hídrica.

A forma de manejo, a variabilidade composicional e a periodicidade da aplicação deve ser considerada e analisada com maior cautela.

Apesar da biodigestão anaeróbia ser citada como forma de tratamento às águas residuárias, sua utilização com vinhaça pode ainda obter alguns efeitos similares ao da vinhaça *in natura* quando utilizados na fertirrigação, mesmo considerando a redução de matéria orgânica. No entanto, as características da vinhaça biodigerida dão subsídios para minimizar os impactos ambientais.

Os resultados da biodigestão anaeróbia são diversos, cada pesquisa e cada configuração dos processos atingem diversos resultados, assim, as possibilidades de ocorrência de um determinado impacto irá depender das características físico-químicas da vinhaça, do modo de aplicação, das condições edafoclimáticas e das características de cada cultura.

Para a vinhaça biodigerida, muitos impactos permanecem na iminência de ocorrer, desta forma, pode se afirmar que apesar da minimização da carga orgânica, a biodigestão anaeróbia deve ser repensada como forma de tratamento, pois as evidências levantadas não permitem

concluir pela suficiência do tratamento anaeróbio como medida de mitigação da significância de impactos, uma vez que não foi possível estabelecer limiares de significância para uma gama relevante dos impactos identificados no trabalho.

Assim, conclui-se que como forma de tratamento a biodigestão anaeróbia, apesar de contribuir para redução da magnitude dos impactos principalmente sobre o solo e recursos hídricos, conclui-se que o volume de vinhaça produzida (e aplicada) constitui um fator limitante para a redução da significância de tais impactos.

Salienta-se que as emissões de NO_x e SO_x são elementos altamente poluentes e por serem acentuados no cenário de interesse requer uma maior atenção.

Por outro lado, ficou estabelecido um quadro bastante promissor quanto à produção de biogás para geração de energia elétrica, mas que deve se ter uma maior atenção aos motogeradores e trazer melhorias ao processo para geração de energia.

8. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se que políticas ambientais relacionadas, principalmente, a fertirrigação com águas residuárias sejam atualizadas para novos contextos de demanda para o setor agrícola, como por exemplo a Norma técnica da CETESB P4.231, que necessita ser atualizada e expandida para outros componentes.

Recomenda-se que devam ser reavaliados formas de manejo da vinhaça mais eficientes do que as aqui retratadas, como o caso do transporte, pois estes equipamentos devem estar em sintonia com os objetivos ambientais de outras tecnologias inseridas com objetivo de minimizar danos ambientais.

As zonas de amortecimento ao longo das margens dos córregos podem levar a uma redução significativa da entrada de nutrientes difusos e devem ser estabelecidas ao longo dos rios.

A acidificação de corpos hídricos e águas subterrâneas representam cada vez mais uma ameaça ambiental e devem ser inseridas nas agendas governamentais e acadêmicas, pois esses acabam sendo pautas pontuais de alguns núcleos industriais no país. Sobretudo quando tecnologias são inseridas nos processos industriais com objetivo de melhorar a sustentabilidade das empresas, no entanto, as legislações devem ser atualizadas à medida que essas técnicas ganham espaço e são utilizadas.

REFERÊNCIAS

- ABIOGÁS. **Potencial de biogás no Brasil**. Disponível em: <<https://abiogas.org.br/potencial-de-biogas-no-brasil/>>. Acesso em: 15 abr. 2022.
- ADARME, O. F. H. et al. Use of anaerobic co-digestion as an alternative to add value to sugarcane biorefinery wastes. **Bioresource Technology**, v. 287, p. 121443, 1 set. 2019.
- AGOSTINHO, J. M.; PIMENTEL, M. **Estudo de Casos de Boas Práticas Ambientais na Agricultura**. Porto: Sociedade Portuguesa de Inovação SPI, 2005.
- AGRA FILHO, S. S. **Os estudos de impactos ambientais no Brasil: uma análise de sua efetividade**. Dissertação—Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1993.
- AGRAWAL, C. S.; PANDEY, G. S. Soil pollution by spent wash discharge - depletion of manganese (II) and impairment of its oxidation. **Journal of Environmental Biology**, v. 15, n. 1, p. 49–53, 1994.
- AGROPLANNING. **Aplicação de biológicos em vinhaça localizada na cana-de-açúcar gera incremento de produtividade**. Disponível em: <<https://www.agroplanning.com.br/2022/08/31/aplicacao-de-biologicos-em-vinhaca-localizada-na-cana-de-acucar-gera-incremento-de-produtividade/>>. Acesso em: 14 set. 2022.
- ALAVIJEH, M. K.; YAGHMAEI, S. Biochemical production of bioenergy from agricultural crops and residue in Iran. **Waste Management**, v. 52, p. 375–394, 2016.
- ALBUQUERQUE, J. A. **Avaliação do passivo ambiental de solos degradados por saís no perímetro irrigado Curu Pentecoste, Ceará**. Tese—Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2015.
- AMARAL, M. C. S. et al. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, p. 38–45, mar. 2008.
- ANA. **Atlas Irrigação - Uso da água na agricultura irrigada**. Brasília: Agência Nacional das Águas, 2017.
- ANEEL. 482. Resolução normativa nº482 - Condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica. 17 abr. 2012.
- ANEEL. **Leilão de Geração - Leilão de energia proveniente de novos empreendimentos de geração (A-4 de 2022)**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 2022.
- ANTUNES, P.; SANTOS, R.; JORDÃO, L. The application of Geographical Information Systems to determine environmental impact significance. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 21, n. 6, p. 511–535, 1 dez. 2001.
- AYTENEWM, M.; BORE, G. Effects of organic amendments on soil fertility and environmental quality: a review. **Journal of Plant Sciences**, v. 8, n. 5, p. 112–119, 2020.

BAGGIO, P. L. **Estudo das tecnologias existentes para geração de energia elétrica a partir do biogás**. Trabalho de Conclusão de Curso—Pato Branco: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017.

BALDACIN, A. C. S.; PINTO, G. M. F. Biodigestão Anaeróbia da Vinhaça: Aproveitamento Energético do Biogás. **Revista Eletrônica FACP**, n. 7, 5 jan. 2015.

BARAT, J.; NAZARETH, P. B. Transporte e Energia no Brasil: as repercussões da crise do petróleo. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, v. 14, n. 1, p. 197–243, 1984.

BARKER, A.; WOOD, C. An evaluation of eia system performance in eight eu countries. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 19, n. 4, p. 387–404, 1 jul. 1999.

BEATTIE, R. B. Everything you already know about EIA (but don't often admit). **Environmental Impact Assessment Review**, v. 15, n. 2, p. 109–114, 1 mar. 1995.

BELIK, W. A tecnologia em um setor controlado: o caso da agroindústria canavieira em São Paulo. **Cadernos diferentes tecnologias**, v. 2, n. 1, p. 99–136, 1985.

BENATO, A.; MACOR, A. Italian Biogas Plants: Trend, Subsidies, Cost, Biogas Composition and Engine Emissions. **Energies**, v. 12, n. 6, p. 979, jan. 2019.

BERNAL, A. P. et al. Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO₂ emissions. **Journal of Cleaner Production**, v. 151, p. 260–271, 10 maio 2017.

BERNARDINO, C. A. R. et al. Torta de Filtro, Resíduo da Indústria Sucroalcooleira - Uma Avaliação por Pirólise Lenta. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 3, p. 551–573, 2018.

BILLORE, S. K. et al. Treatment of a molasses based distillery effluent in a constructed wetland in central India. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11–12, p. 441–448, dez. 2001.

BOND, A. J. et al. Informal knowledge processes: the underpinning for sustainability outcomes in EIA? **Journal of Cleaner Production**, The Roles of Cleaner Production in the Sustainable Development of Modern Societies. v. 18, n. 1, p. 6–13, 1 jan. 2010.

BOTELHO, R. G. et al. Acute toxicity of sugarcane vinasse to aquatic organisms before and after pH adjustment. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 94, n. 10, p. 2035–2045, 1 dez. 2012.

BRASIL. **Decreto no 76.593 - Programa Nacional do Alcool**. , 14 set. 1975.

BULLER, L. S. et al. A spatially explicit assessment of sugarcane vinasse as a sustainable by-product. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 142717, 15 abr. 2021a.

BULLER, L. S. et al. A spatially explicit assessment of sugarcane vinasse as a sustainable by-product. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 142717, 15 abr. 2021b.

BURTSCHER, H. Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: a review. **Journal of Aerosol Science**, v. 36, n. 7, p. 896–932, 1 jul. 2005.

CAMARGOS, S. L. **Acidez do solo e calagem (reação do solo)**. Universidade Federal do Mato Grosso. 2005.

CANILHA, L. et al. Bioconversion of sugarcane biomass into ethanol: an overview about composition, pretreatment methods, detoxification of hydrolysates, enzymatic saccharification, and ethanol fermentation. **Journal of Biomedicine & Biotechnology**, v. 2012, p. 989572, 2012.

CANISARES, L. P. **Emissões de gases de efeito estufa após a aplicação de vinhaça in natura e processada anaerobicamente no solo**. Dissertação—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2016.

CANISARES, L. P. et al. Digested bioenergy byproduct with low concentration of nutrients increased greenhouse gas emissions from soil. **Geoderma**, v. 307, p. 81–90, 1 dez. 2017.

CARMO, J. B. DO et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, v. 5, n. 3, p. 267–280, 2013a.

CARMO, J. B. DO et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, v. 5, n. 3, p. 267–280, 2013b.

CAZETTA, J. O. et al. Impactos do uso concentrado de vinhaça biodigerida e outras fontes de nutrientes nos agroecossistemas de cultivo da cana-de-açúcar. Em: **Bioenergia: desenvolvimento, pesquisa e inovação**. 1. ed. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2012. v. 1p. 864–887.

CERH. **Nitrato nas águas subterrâneas: desafios frente ao panorama atual**. São Paulo: Conselho Estadual de Recursos Hídricos, 2019.

CETESB. **Norma técnica P4.231: Vinhaça - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. Companhia ambiental do Estado de São Paulo, , 2015. Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=1&data=18/10/2012>>. Acesso em: 27 nov. 2020

CHERUBINI, F. The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. **Energy Conversion and Management**, v. 51, n. 7, p. 1412–1421, 1 jul. 2010.

CHRISTOFOLETTI, C. A. et al. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2752–2761, 1 dez. 2013.

COLETI, J. **ransporte e intermodalidade do etanol brasileiro: uma aplicação de um modelo de equilíbrio parcial**. Tese—Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 7 fev. 2015.

CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: Cana-de- açúcar**. Companhia Nacional de Abastecimento. 2020.

CONAMA. 396. Resolução CONAMA n° 396 - Classificação e diretrizes ambientais para águas subterrâneas. 2008.

CONAMA. 430. Resolução nº430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. . 2011.

CORTEZ, L. A. B.; FREIRE, W. J.; ROSILLO-CALLE, F. Biodigestion of vinasse in Brazil. **International Sugar Journal**, v. 100, n. 1196, p. 403–439, 1998.

CREMONEZ, F. E. et al. Avaliação de impacto ambiental: metodologias aplicadas no Brasil. **Revista Monografias Ambientais**, p. 3821–3830, 16 nov. 2014.

CREMONEZ, P. A. et al. Biodigestão anaeróbia no tratamento de águas residuárias de feculárias. **Acta Iguazu**, v. 2, n. 2, p. 89–99, 2013.

CREMONEZ, P. A. et al. Current scenario and prospects of use of liquid biofuels in South America. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 43, p. 352–362, 1 mar. 2015.

DAHUNSI, S. O.; OGUNWOLE, O. J. Chapter 2 - Biofertilizer production systems: Industrial insights. Em: RAKSHIT, A. et al. (Eds.). **Biofertilizers**. [s.l.] Woodhead Publishing, 2021. p. 21–30.

DAVIDSON, G. R.; KAMINSKI, C. N.; RYSER, E. T. Impact of Organic Load on Escherichia coli O157:H7 Survival during Pilot-Scale Processing of Iceberg Lettuce with Acidified Sodium Hypochlorite. **Journal of Food Protection**, v. 77, n. 10, p. 1669–1681, 1 out. 2014.

DEL GROSSO, S. J. et al. Estimating Agricultural Nitrous Oxide Emissions. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 89, n. 51, p. 529–529, 2008.

DEL NERY, V. et al. Hydraulic and organic rates applied to pilot scale UASB reactor for sugar cane vinasse degradation and biogas generation. **Biomass and Bioenergy**, v. 119, p. 411–417, 1 dez. 2018.

DEUBELIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and renewable resources**. 1. ed. Alemanha: Wiley-VCH Verlag, 2008.

DIAZ-SANCHEZ, D. The role of diesel exhaust particles and their associated polyaromatic hydrocarbons in the induction of allergic airway disease. **Allergy**, v. 52, n. 38 Suppl, p. 52–56; discussion 57-58, 1997.

DILLON, M. E.; WANG, G.; HUEY, R. B. Global metabolic impacts of recent climate warming. **Nature**, v. 467, n. 7316, p. 704–706, out. 2010.

DONZELLI, J. L. Uso de fertilizantes na produção de cana-de-açúcar no Brasil. Em: **A energia da cana-de-açúcar: doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade**. 1. ed. São Paulo: UNICA, 2005. p. 166–171.

DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. **Yield response to water**. 56. ed. Roma: FAO, 1979. v. 33.

DUINKER, P. N.; BEANLANDS, G. E. The significance of environmental impacts: an exploration of the concept. **Environmental Management**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 1 jan. 1986.

EIB. **European Investment Bank Environmental and Social Standards**. , 2018.

ENGLERT, N. Fine particles and human health--a review of epidemiological studies. **Toxicology Letters**, v. 149, n. 1–3, p. 235–242, 1 abr. 2004.

EPE. **Balanco Energético Nacional: relatório síntese 2022 - ano base 2021**. Brasília: Empresa de Pesquisa Energética, 2021.

EPE. **Balanco energético nacional**. Brasília: Empresa de Pesquisa Energética, 2022.

ESPAÑA-GAMBOA, E. et al. Vinasses: characterization and treatments. **Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA**, v. 29, n. 12, p. 1235–1250, dez. 2011.

FERRAZ JUNIOR, A. D. N. et al. Thermophilic anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse. **Renewable Energy**, v. 89, p. 245–252, abr. 2016.

FERRAZ JUNIOR, A. D. N. et al. Advancing anaerobic digestion of sugarcane vinasse: Current development, struggles and future trends on production and end-uses of biogas in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 157, p. 112045, 1 abr. 2022.

FIEBIG, M. et al. Particulate emissions from diesel engines: correlation between engine technology and emissions. **Journal of Occupational Medicine and Toxicology**, v. 9, n. 1, p. 6, 7 mar. 2014.

FONSECA, A.; SÁNCHEZ, L. E.; RIBEIRO, J. C. J. Reforming EIA systems: A critical review of proposals in Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 62, p. 90–97, 1 jan. 2017.

FUESS, L. T. **Potencial contaminante e energético da vinhaça: riscos de contaminação ao solo e recursos hídricos e recuperação de energia a partir da digestão anaeróbia**. Dissertação—Rio Claro: Universidade Estadual Paulista, 2013.

FUESS, L. T. **Biodigestão anaeróbia termofílica de vinhaça em sistemas combinados do tipo acidogênico-metanogênico para potencialização da recuperação de bioenergia em biorrefinarias de cana-de-açúcar de primeira geração**. Tese—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2017.

FUESS, L. T. et al. Thermophilic two-phase anaerobic digestion using an innovative fixed-bed reactor for enhanced organic matter removal and bioenergy recovery from sugarcane vinasse. **Applied Energy**, v. 189, p. 480–491, 1 mar. 2017.

FUESS, L. T. et al. Exploring Potentials for Bioresource and Bioenergy Recovery from Vinasse, the “New” Protagonist in Brazilian Sugarcane Biorefineries. **Biomass**, v. 2, n. 4, p. 374–411, dez. 2022.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. **Qual valor da vinhaça? Mitigação de impacto ambiental e recuperação de energia por meio da digestão anaeróbia**. 1. ed. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2012.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. **Journal of Environmental Management**, v. 145, p. 210–229, 1 dez. 2014.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. Bioenergy from stillage anaerobic digestion to enhance the energy balance ratio of ethanol production. **Journal of Environmental Management**, v. 162, p. 102–114, 1 out. 2015.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L.; ZAIAT, M. Seasonal characterization of sugarcane vinasse: Assessing environmental impacts from fertirrigation and the bioenergy recovery potential through biodigestion. **Science of The Total Environment**, v. 634, p. 29–40, 2018.

FUESS, L. T.; RODRIGUES, I. J. [UNESP; GARCIA, M. L. [UNESP. Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, p. 1063, 19 set. 2017.

GHIBERTO, P. J. **Lixiviação de nutrientes em um latossolo cultivado com cana-de-açúcar**. Tese—Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2009.

GHODRAT, A. G. et al. Waste Management Strategies; the State of the Art. Em: TABATABAEI, M.; GHANAVATI, H. (Eds.). **Biogas: Fundamentals, Process, and Operation**. Biofuel and Biorefinery Technologies. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 1–33.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. **Introduction to Environmental Impact Assessment**. 3. ed. New York: Routledge, 2005.

GLOBORURAL. **Preço do potássio triplica e chega a US\$ 1,1 mil a tonela**. Disponível em: <<https://revistagloborural.globo.com/Noticias/Economia/noticia/2022/03/preco-do-potassio-triplica-e-chega-us-11-mil-tonelada.html>>. Acesso em: 25 mar. 2022.

GLÓRIA, N. A.; ORLANDO FILHO, J. Aplicação de vinhaça: um resumo e discussão sobre o que foi pesquisado (I). **Álcool e açúcar**, v. 14, p. 24–35, 1984.

GOMES, A. C. C. DE O. et al. Análise de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de poços de monitoramento em área aplicada com vinhaça. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, p. 237–247, 29 jun. 2018.

GOMES, J. et al. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil and Tillage Research**, v. 106, n. 1, p. 36–44, 1 dez. 2009.

GOODLAND, R. The Concept of Environmental Sustainability. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 26, n. 1, p. 1–24, 1995.

GOYAL, S. K.; SETH, R.; HANDA, B. K. Diphasic fixed-film biomethanation of distillery spentwash. **Bioresource Technology**, v. 56, n. 2, p. 239–244, 1 maio 1996.

GREWE, V. et al. Attributing ozone to NO_x emissions: Implications for climate mitigation measures. **Atmospheric Environment**, v. 59, p. 102–107, 1 nov. 2012.

GUNKEL, G. et al. Sugar Cane Industry as a Source of Water Pollution – Case Study on the Situation in Ipojuca River, Pernambuco, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 180, n. 1, p. 261–269, 1 mar. 2007.

HAVLÍK, P. et al. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. **Energy Policy**, Sustainability of biofuels. v. 39, n. 10, p. 5690–5702, 1 out. 2011.

HEREDIA, J. B.; DOMINGUEZ, J. R.; PARTIDO, E. Physico-chemical treatment for the depuration of wine distillery wastewaters (vinasses). **Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 51, n. 1, p. 159–166, 2005.

HOEFT, I. et al. Response of nitrogen oxide emissions to grazer species and plant species composition in temperate agricultural grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 151, p. 34–43, 1 abr. 2012.

HUANG, J.; CROOKES, R. J. Assessment of simulated biogas as a fuel for the spark ignition engine. **Fuel**, v. 77, n. 15, p. 1793–1801, 1 dez. 1998.

HURTADO, A.; ARROYAVE, C.; PELÁEZ, C. Effect of using effluent from anaerobic digestion of vinasse as water reuse on ethanol production from sugarcane-molasses. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, p. 101677, 2021.

HVITVED-JACOBSEN, T. The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. **Water Research**, v. 16, n. 7, p. 1099–1105, 1 jan. 1982.

IAIA. **Princípios da melhor prática em avaliação do impacto ambiental**. International association for Impact assessment. **Anais...**Portugal: Institute of Environmental assessment, 1996.

IAIA. **Assessing significance in impact assessment of projects**. Fargo: International Association for Impact Assessment, 2016.

JIANG, Z.-P. et al. Effect of Long-Term Vinasse Application on Physico-chemical Properties of Sugarcane Field Soils. **Sugar Tech**, v. 14, n. 4, p. 412–417, 1 dez. 2012.

JOSHI, G. V.; NAIK, G. R. Response of sugarcane to different types of salt stress. **Plant and Soil**, v. 56, n. 2, p. 255–263, 1980.

JUNQUEIRA, T. L. et al. Use of VSB to Plan Research Programs and Public Policies. Em: **Use of VSB to Plan Research Programs and Public Policies**. 1. ed. New York: Springer, 2016. p. 257–282.

KAGAWA, J. Health effects of diesel exhaust emissions--a mixture of air pollutants of worldwide concern. **Toxicology**, v. 181–182, p. 349–353, 27 dez. 2002.

KAMM, B.; GRUBER, P. R.; KAMM, M. **Biorefineries - Industrial processes and products: Status Quo and Future Directions**. 1. ed. Alemanha: Wiley-VCH Verlag, 2006. v. 1

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental pollution**, v. 151, n. 1, p. 362–367, 2008.

KAUSHIK, A. et al. Impact of long and short term irrigation of a sodic soil with distillery effluent in combination with bioamendments. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 17, p. 1860–1866, 1 nov. 2005.

KIM, Y. et al. Combustion characteristics and NOX emissions of biogas fuels with various CO₂ contents in a micro co-generation spark-ignition engine. **Applied Energy**, v. 182, p. 539–547, 15 nov. 2016.

KRZYŻANOWSKI, M.; KUNA-DIBBERT, B.; SCHNEIDER, J. **Health Effects of Transport-related Air Pollution**. 1. ed. Dinamarca: WHO Regional Office Europe, 2005. v. 1

KUMAR, S.; VISWANATHAN, L. Production of biomass, carbon dioxide, volatile acids, and their interrelationship with decrease in chemical oxygen demand, during distillery waste treatment by bacterial strains. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 13, n. 2, p. 179–187, 1 fev. 1991.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. O. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Embrapa, 2019.

LAIME, E. M. et al. Possibilidades tecnológicas para a destinação da vinhaça. **Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 5, n. 3, 3 dez. 2011.

LAUBER, C. L. et al. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 15, p. 5111–5120, ago. 2009.

LEAL, M. R. L. V.; WALTER, A. S.; SEABRA, J. E. A. Sugarcane as an energy source. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 3, n. 1, p. 17–26, 1 mar. 2013.

LEE, G. F.; RAST, W.; JONES, R. A. Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem. **Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 1, p. 900–909, 1978.

LEVY, Y.; ELLIS, T. A Systems Approach to Conduct an Effective Literature Review in Support of Information Systems Research. **International Journal of an Emerging Transdiscipline**, v. 9, 1 jan. 2006.

LIBERTO, M. I. M.; CABRAL, M. C.; LINS, U. G. C. **Microbiologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: CECIERJ, 2010. v. 1

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J. B.; ESBENSEN, K. H. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3141–3155, 1 ago. 2011.

MARAFON, A. C. et al. Chapter 10 - Use of sugarcane vinasse to biogas, bioenergy, and biofertilizer production. Em: SANTOS, F. et al. (Eds.). **Sugarcane Biorefinery, Technology and Perspectives**. Amsterdam: Academic Press, 2020. p. 179–194.

MARCHE, B. et al. Qualitative sustainability assessment of road verge management in France: An approach from causal diagrams to seize the importance of impact pathways. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 97, p. 106911, 1 nov. 2022.

MARTINS, R. A.; RODRIGUES, G. S. Efeitos potenciais do ozônio troposférico sobre as plantas cultivadas e o biomonitoramento ambiental. Em: **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. 1. ed. São Paulo: Embrapa, 2001. v. 1p. 143–165.

MEYER, J. Sugarcane Nutrition and Fertilization. Em: **Good Management Practices for the Cane Industry**. 1. ed. Johannesburg: PGBI Sugar and Bio Energy, 2013a. p. 117–168.

MEYER, J. The soil and its environment. Em: **Good Management Practices for the Cane Industry**. 1. ed. Johannesburg: PGBI Sugar and Bio Energy, 2013b. p. 59–101.

MICHAELS, R. A.; KLEINMAN, M. T. Incidence and Apparent Health Significance of Brief Airborne Particle Excursions. **Aerosol Science and Technology**, v. 32, n. 2, p. 93–105, 1 fev. 2000.

MIRCHI, A. et al. Synthesis of System Dynamics Tools for Holistic Conceptualization of Water Resources Problems. **Water Resources Management**, v. 26, n. 9, p. 2421–2442, 1 jul. 2012.

MOHANA, S.; ACHARYA, B. K.; MADAMWAR, D. Distillery spent wash: Treatment technologies and potential applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 1, p. 12–25, 15 abr. 2009.

MOISEENKO, T. I. Effects of acidification on aquatic ecosystems. **Russian Journal of Ecology**, v. 36, n. 2, p. 93–102, 1 mar. 2005.

MORAES, B. S. et al. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental, and economic perspectives: Profit or expense? **Applied Energy**, v. 113, p. 825–835, jan. 2014.

MORAES, B. S. et al. Reduction in greenhouse gas emissions from vinasse through anaerobic digestion. **Applied Energy**, v. 189, p. 21–30, 1 mar. 2017.

MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888–903, 1 abr. 2015.

MOREDA, I. L. The potential of biogas production in Uruguay. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 1580–1591, 1 fev. 2016.

MORGAN, R. K. Environmental impact assessment: the state of the art. **Impact Assessment and Project Appraisal**, v. 30, n. 1, p. 5–14, 1 mar. 2012.

MORGAN, R. K. Conceptualising best practice in impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 66, p. 78–85, 1 set. 2017.

MURPHY, J. D.; POWER, N. M. How can we improve the energy balance of ethanol production from wheat? **Fuel**, v. 87, n. 10, p. 1799–1806, 1 ago. 2008.

NACHILUK, K.; RAMOS, R. C. O setor sucroenergético no Brasil em 2015. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, v. 11, n. 12, p. 1–7, 2016.

NESBIT, S. P.; BREITENBECK, G. A. A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 41, n. 1, p. 39–54, 1 jun. 1992.

NICOLOSO, R. DA S. et al. Uso do digestato como fertilizante. Em: **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 1. ed. Concórdia: Embrapa, 2019. p. 94–128.

NOGUEIRA, C. E. C. et al. Exploring possibilities of energy insertion from vinasse biogas in the energy matrix of Paraná State, Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 48, p. 300–305, 1 ago. 2015.

NOVACANA. **As usinas de Açúcar e Etanol do Brasil**. Notícias. Disponível em: <https://www.novacana.com/usinas_brasil>. Acesso em: 19 abr. 2022.

OECD. **Environmental Performance of Agriculture in OECD countries since 1990**. [s.l.] Organisation for Economic Co-operation and development, 2008.

O'FLAHERTY, V.; COLLINS, G.; MAHONY, T. The Microbiology and Biochemistry of Anaerobic Bioreactors with Relevance to Domestic Sewage Treatment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 39–55, 1 fev. 2006.

OLIVEIRA, B. G. et al. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, v. 200–201, p. 77–84, 1 jun. 2013.

OLIVEIRA, B. G. DE. **Vinhaça da cana-de-açúcar: fluxos de gases de efeito estufa e comunidades de archaea presente no sedimento do canal de distribuição**. text—[s.l.] Universidade de São Paulo, 21 jan. 2011.

ORTOLANO, L.; SHEPHERD, A. Environmental Impact Assessment: Challenges and Opportunities. **Impact Assessment**, v. 13, n. 1, p. 3–30, 1 mar. 1995.

OTTO, R.; VITTI, G. C.; LUZ, P. H. DE C. Manejo da adubação potássica na cultura da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1137–1145, ago. 2010.

PARAWIRA, W. et al. A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 2, p. 593, 2005.

PATHAK, H. et al. Soil Amendment with Distillery Effluent for Wheat and Rice Cultivation. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 113, n. 1, p. 133–140, 1 jul. 1999.

PERDICOÚLIS, A.; GLASSON, J. Causal networks in EIA. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 6, p. 553–569, 1 ago. 2006.

PEREIRA, A. O. et al. Strategies to promote renewable energy in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 681–688, 1 jan. 2011.

PHIL, K. D. D.; SADLER, B. **Environmental Assessment and Human Health: Perspectives, Approaches and Future Directions** *Environmental Health*. Canadá: International Association for Impact Assessment, 1997.

POVEDA, M. M. R. **Análise econômica e ambiental do processamento da vinhaça com aproveitamento energético**. Dissertação—Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2014.

POVEDA, M. M. R. **Integração do biogás de vinhaça na matriz energética de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo**. Tese—Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2019.

PRADA, S. M.; GUEKEZIAN, M.; SUÁREZ-IHA, M. E. V. Metodologia analítica para a determinação de sulfato em vinhoto. **Química Nova**, v. 21, n. 3, p. 249–252, 1998.

RAÍZEN. **Raízen inaugura planta de biogás e consolida portfólio de energias renováveis**. Disponível em: <<https://www.raizen.com.br/sala-de-imprensa/raizen-inaugura-planta-de-biogas-e-consolida-portfolio-de-energias-renovaveis>>. Acesso em: 4 abr. 2021.

RAJAGOPAL, D.; HOCHMAN, G.; ZILBERMAN, D. Indirect fuel use change (IFUC) and the lifecycle environmental impact of biofuel policies. **Energy Policy**, v. 39, n. 1, p. 228–233, 1 jan. 2011.

REŞİTOĞLU, İ. A.; ALTINIŞIK, K.; KESKIN, A. The pollutant emissions from diesel-engine vehicles and exhaust aftertreatment systems. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, n. 1, p. 15–27, 1 jan. 2015.

RIBAS, M. M. F. **Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio operado em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada sob condições termofílicas e mesofílicas**. Tese—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2006.

RIBEIRO, F. M. **Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil- Usina de Itaipu : primeira aproximação**. Dissertação—São Paulo: Universidade de São Paulo, 2003.

RICHARDS, L. A. **Improvement os saline and alkali**. 1. ed. Washington: USDA, 1954. v. 1

ROCHA, M. H. **Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas para tratamento da vinhaça**. Dissertação—Itajubá: Universidade Federal de Itajubá, 2009.

RODRIGUES, I. J. et al. Coagulation–flocculation of anaerobically treated sugarcane stillage. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 22–24, p. 4111–4121, 3 jul. 2014.

ROSEMOND, A. D. et al. Experimental nutrient additions accelerate terrestrial carbon loss from stream ecosystems. **Science**, v. 347, n. 6226, p. 1142–1145, 2015.

SALTARELLI, W. A. et al. Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. **Journal of Limnology**, v. 77, n. 3, p. 359–371, 2018.

SÁNCHEZ, E. et al. Effect of influent substrate concentration and hydraulic retention time on the performance of down-flow anaerobic fixed bed reactors treating piggyery wastewater in a tropical climate. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 2, p. 817–829, 1 fev. 2005.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental: Conceito e métodos**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

SANGAVE, P. C.; PANDIT, A. B. Ultrasound pre-treatment for enhanced biodegradability of the distillery wastewater. **Ultrasonics Sonochemistry**, 4th Conference on the Applications of Power Ultrasound in Physical and Chemical Processing. v. 11, n. 3, p. 197–203, 1 maio 2004.

SANTA CRUZ, L. F. L. et al. Análise da viabilidade técnica, econômica e ambiental das atuais formas de aproveitamento da vinhaça: fertirrigação, concentração e biodigestão. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 29, p. 111–127, 2013.

SANTOS, H. L. et al. **Enxofre - Correção e adubação do solo**. Belo Horizonte: Embrapa, 1981.

SANTOS, P. S. et al. Does sugarcane vinasse composition variability affect the bioenergy yield in anaerobic systems? A dual kinetic-energetic assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118005, 10 dez. 2019.

SANTOS, R. B.; LIMA, A. K. DE C. Análise comparativa do biogás: processo em biodigestores e de aterro sanitário. **Revista eletrônica de energia**, v. 6, n. 1, p. 48–57, 2016.

SANTUCCI, B. S. **Estudo dos efeitos dos tratamentos físico mecânicos na hidrólise da celulose do bagaço de cana-de-açúcar**. Tese—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2018.

SELMA, M. V. et al. Impact of Organic Soil Amendments on Phytochemicals and Microbial Quality of Rocket Leaves (*Eruca sativa*). **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 58, n. 14, p. 8331–8337, 28 jul. 2010.

SILES, J. A. et al. Integrated ozonation and biomethanization treatments of vinasse derived from ethanol manufacturing. **Journal of Hazardous Materials**, v. 188, n. 1, p. 247–253, 15 abr. 2011.

SILVA, W. P. DA et al. Monitoramento da salinidade de águas subterrâneas em várzea cultivada com cana-de-açúcar fertirrigada com vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 394–401, abr. 2014.

SILVA, G. A. **Avaliação das tecnologias de disposição de vinhaça de cana-de-açúcar quanto ao aspecto de desenvolvimento ambiental e econômico**. Tese—São Carlos: Universidade de São Paulo, 2012a.

SILVA, J. A. DOS S. **Concentrado de vinhaça biodigerida como fertilizante: efeito no substrato, no crescimento e nutrição da cana-de-açúcar**. Dissertação—Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2012b.

SIVALOGANATHAN, P. et al. Effect of Dilution of Treated Distillery Effluent (TDE) on Soil Properties and Yield of Sugarcane. **American Journal of Plant Sciences**, v. 4, n. 9, p. 1811–1814, 21 ago. 2013.

SMEETS, E. et al. The sustainability of Brazilian ethanol—An assessment of the possibilities of certified production. **Biomass and Bioenergy**, Developments in International Bioenergy trade & markets - Results from work of IEA Bioenergy Task 40. v. 32, n. 8, p. 781–813, 1 ago. 2008.

SOUSA, S. A. V. **Projeto e manejo da vinhaça**. Disponível em: <<https://www.aearp.org.br/noticia/projeto-e-manejo-da-vinhaca>>. Acesso em: 8 abr. 2022.

SOUZA, C. F. et al. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 587–597, set. 2015.

SOUZA, S. Vinhaça: o avanço das tecnologias de uso. Em: **A energia da cana-de-açúcar: doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade**. São Paulo: UNICA, 2005. p. 171–177.

STERMAN, J. D. **Business dynamics: systems thinking and modeling for a complex world**. 1. ed. Boston: MacGraw-Hill, 2000.

STOCKER, T. F. D. et al. **IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. New York: Cambridge University Press, 2013.

STRADIOTO, M. R.; TERAMOTO, E. H.; CHANG, H. K. Nitrato em águas subterrâneas do Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Geológico**, v. 40, n. 3, p. 1–12, 2019.

STRAUSS, S.; WASIL, J. R.; EARNEST, G. S. Carbon Monoxide Emissions from Marine Outboard Engines. **SAE Transactions**, v. 113, p. 2127–2137, 2004.

SUNADA, N. DA S. **Efluente de abatedouro avícola: processos de biodigestão anaeróbia e compostagem**. Dissertação—Dourados: Universidade Federal da Grande Dourados, 2011.

SYAICHURROZI, I.; BUDIYONO; SUMARDIONO, S. Predicting kinetic model of biogas production and biodegradability organic materials: Biogas production from vinasse at variation of COD/N ratio. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 390–397, 1 dez. 2013.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L. Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. **CATENA**, v. 68, n. 1, p. 41–50, 15 dez. 2006.

USEPA. **Guidelines for water reuse EPA/600/R-12/618**: United States Environmental Protection Agency. Cincinnati: Environmental Protection Agency, 2012.

VAZ, S. J. **Biorrefinarias: Cenários e perspectivas**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 2011.

VILLELA, P. R. C. **Introdução à dinâmica de sistemas**. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2005. . Acesso em: 27 ago. 2022

VITTI, G. C.; LUZ, P. H. DE C.; ALTRAN, W. S. Nutrition and fertilization. Em: **Sugarcane: Agricultural production, bioenergy and ethanol**. 1. ed. Estados Unidos: Elsevier, 2015. p. 53–88.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA UFMG, 2005. v. 1

WALSH, M. P. **Mobile source related air pollution: effects on health and the environment**. Europe: Encyclopedia of Environ Health, 2011.

WANG, X. et al. On-road diesel vehicle emission factors for nitrogen oxides and black carbon in two Chinese cities. **Atmospheric Environment**, v. 46, p. 45–55, 1 jan. 2012.

WATHERN, P. **Environmental Impact Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. New York: Routledge, 1988.

WHO. Wastewater use in agriculture. Em: **Guidelines for the Safe Use of wastewater, excreta and grey-water**. 1. ed. Geneva: [s.n.]. v. 2p. 196.

WILKIE, A. C. Biomethane from biomass, biowaste, and biofuels. Em: **Bioenergy**. 1. ed. Washington: ASM Press, 2008. v. 1p. 195–205.

WILKIE, A. C.; RIEDESEL, K. J.; OWENS, J. M. Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v. 19, n. 2, p. 63–102, 1 ago. 2000.

WILLINGTON, I. P.; MARTEN, G. G. Options for handling stillage waste from sugar-based fuel ethanol production. **Resources and Conservation**, v. 8, n. 2, p. 111–129, 1 set. 1982.

YIN, J. et al. Effects of Long-Term Application of Vinasse on Physicochemical Properties, Heavy Metals Content and Microbial Diversity in Sugarcane Field Soil. **Sugar Tech**, v. 21, n. 1, p. 62–70, 1 fev. 2019.

ZHENG, M. et al. Biodiesel engine performance and emissions in low temperature combustion. **Fuel**, v. 87, n. 6, p. 714–722, 1 maio 2008.

ZILOTTI, H. A. R. **Potencial de produção de biogás em uma estação de tratamento de esgoto de Cascavel para a geração de energia elétrica**. Dissertação—Cascavel: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2012.