



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL

ALADIM FERNANDO CERQUEIRA

**Distribuição espacial do potencial de metano e de impactos ambientais no tratamento
dos dejetos da avicultura**

VITÓRIA

2022

ALADIM FERNANDO CERQUEIRA

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO POTENCIAL DE METANO E DE IMPACTOS
AMBIENTAIS NO TRATAMENTO DOS DEJETOS DA AVICULTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Luciana Harue Yamane

Coorientador:

Prof. Dr. Renato Ribeiro Siman

VITÓRIA

2022

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

C411d Cerqueira, Aladim Fernando, 1966-
Distribuição espacial do potencial de metano e de impactos
ambientais no tratamento dos dejetos da avicultura / Aladim
Fernando Cerqueira. - 2022.
89 f. : il.

Orientadora: Luciana Harue Yamane.
Coorientador: Renato Ribeiro Siman.
Tese (Mestrado Profissional em Engenharia de
Desenvolvimento Sustentável) - Universidade Federal do
Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Esterco de galinha. 2. Cama de frango. 3. Compostagem.
4. Digestão anaeróbia. 5. Emissão de NH₃. 6. Gases de Efeito
Estufa. I. Yamane, Luciana Harue. II. Siman, Renato Ribeiro.
III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico.
IV. Título.

CDU: 628

ALADIM FERNANDO CERQUEIRA

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO POTENCIAL DE METANO E DE IMPACTOS AMBIENTAIS NO TRATAMENTO DOS DEJETOS DA AVICULTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração em Sustentabilidade, Ambiente e Sociedade e linha de pesquisa em Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Aprovada em 22 de fevereiro 2022.

COMISSÃO EXAMINADORA

Profª. D.Sc. Luciana Harue Yamane
Orientadora - PPGES / CT / UFES

Prof. D.Sc. Renato Ribeiro Siman
Coorientador - PPGES / CT / UFES

Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos
Examinadora Interna – PPGES / CT / UFES

Profª. D.Sc. Jacqueline Rogéria Bringhenti
Examinadora Externa – IFES

Em conformidade com as normas prescritas na Portaria Normativa Nº. 08/2021 – PRPPG/UFES, a assinatura da examinadora externa (Profª. D.Sc. Jacqueline Rogéria Bringhenti) foi representada neste documento pela respectiva assinatura da presidente da sessão, Profª. D.Sc. Luciana Harue Yamane. Ato contínuo, a Srª. Presidente da banca examinadora atesta que, a defesa foi realizada por meio de videoconferência, ou outro suporte eletrônico a distância equivalente.

Profª. D.Sc. Luciana Harue Yamane
Orientadora – PPGES / CT / UFES



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por LUCIANA HARUE YAMANE - SIAPE 99992058
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável - PPGEDS/CT
Em 23/02/2022 às 09:22

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/365937?tipoArquivo=O>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
RENATO RIBEIRO SIMAN - SIAPE 1790301
Departamento de Engenharia Ambiental - DEAVCT
Em 24/02/2022 às 08:15

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/366810?tipoArquivo=O>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
Rosane Hein de Campos - SIAPE 99992629
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável -
PPGEDS/CT
Em 24/02/2022 às 16:54

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/367471?tipoArquivo=O>

À Fátima Nader, Pedro e Tiago

AGRADECIMENTOS

À Deus, que me guia, ilumina e me dá força para cumprir cada etapa da minha vida.

À Fátima Nader, Pedro e Tiago, por todo amor, apoio, incentivo e compreensão, sem os quais não seria possível a concretização dos meus estudos.

À Universidade Federal do Espírito Santo e o Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável pela oportunidade concedida de aprimoramento profissional.

À Profa. Luciana Yamane pela orientação e comprometimento com cada etapa desenvolvida nesta tese e ao Prof. Renato Siman pelos ensinamentos e por me guiar para encontrar o caminho do desenvolvimento da minha pesquisa.

Ao Laboratório de Gestão do Saneamento Ambiental – LAGESA por me ensinar como desenvolver pesquisa qualificada na área de resíduos sólidos.

Aos colegas do LAGESA, especialmente Renato Meira, Tania Galavotti, Isabelle Cariman, Lorena, Rahony, Roger pela cooperação, parceria e aprendizagem compartilhada.

Ao Cláudio França da Biblioteca da UFES, pela presteza em encontrar as referências solicitadas.

Ao Instituto Jones Santos Neves e aos colegas Latussa, João Paste, Alexandre, Lívia, Pablo, Michele, Giuliano, pela troca de conhecimento, disponibilidade dos dados e incentivo, no momento em que estava concebendo a construção dos estudos do meu mestrado.

Ao Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal, especialmente ao setor de sanidade avícola, pela disponibilidade de dados que foram importantíssimos para a construção da base de dados do meu estudo.

À Associação dos Avicultores do Espírito Santo e à COOPEAVI, especialmente aos amigos, Nélio Hand, Carol e Tarcísio, que não negaram nenhum esforço e conhecimento para nos ajudar a conhecer melhor o setor avícola do Espírito Santo.

À todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho

As mudanças do clima são um desafio, mas
também um mar de oportunidades para o
Brasil

RESUMO

Os dejetos da avicultura possuem potencial a ser explorado para o aproveitamento energético e seu manejo na compostagem gera impactos significativos de emissão de gases de efeito estufa (GEE), amônia (NH_3) e perdas de N. O presente estudo mapeou e classificou os sistemas de produção da avicultura no Estado do Espírito Santo, calculou a população de aves, a geração de dejetos, o potencial produção de metano em monodigestão e codigestão anaeróbia com cosubstratos disponíveis na área de estudo, os impactos ambientais no manejo. Por fim, foram simulados 2 cenários alternativos (conservador e otimizado) de tratamento com digestão anaeróbia afim de evitar as perdas e emissões gasosas. Na área de estudo foram mapeadas 2085 unidades de produção, que ocupam 2,242 milhões de m^2 de área, com 5 sistemas de produção, sendo eles de postura automatizada (SPaut), de postura californiana com alimentação automática (SPca), de postura californiana com alimentação manual (SPcm), de corte em galpões não climatizados (SCpn) e de corte em galpões climatizados (SCpp). A população de aves foi estimada em 38,455 milhões de cabeças que geram $812.684 \text{ ton.ano}^{-1}$ de dejetos, com um potencial de produção de CH_4 em monodigestão anaeróbia de $76.410 \text{ mil m}^3.\text{ano}^{-1}$ e uma capacidade de gerar 35,55 MW em usinas de geração elétrica. Os dejetos gerados, de esterco fresco, esterco seco e cama de frango, possuem uma emissão de 326.104 e $9.862 \text{ ton.ano}^{-1}$ de CO_2e de GEE e NH_3 e perda $25.798 \text{ ton.ano}^{-1}$ de N. O cenário conservador permitirá o aproveitamento energético com potencial de gerar 27,23 MW de energia elétrica e a evitação de 31,8%, 37,2 e 36,4 % das emissões de GEE, perdas de N e emissões de NH_3 , respectivamente. O Cenário otimizado permitirá o aproveitamento energético dos dejetos em 226 usinas com potencial elétrico total de 86,4 MW e evitar as emissões de GEE e NH_3 e perdas de N em 73,4% 71,7% e 86,9%, respectivamente. A indisponibilidade de cosubstratos demonstrou ser fator limitante para o desenvolvimento dos cenários alternativos para a maior parte dos cosubstratos. A concentração dos dejetos da avicultura nos sistemas SPaut é fator importante nas emissões de GEE e NH_3 e nas perdas de N no manejo dos dejetos da avicultura, porém constitui uma oportunidade de aumentar a eficiência ambiental por meio da digestão anaeróbia.

Palavras-chave: Esterco de galinha; cama de frango, compostagem, digestão anaeróbia, perda de nitrogênio, emissões, gases de efeito estufa (GEE).

ABSTRACT

Poultry waste has little explored potential for energy use and its management in composting generates significant impacts in terms of greenhouse gas (GHG) emissions, ammonia (NH₃) and N losses. This study mapped and classified the poultry production systems in Espírito Santo State, Brazil, calculated bird population, manure generation, methane potential in mono- and co-digestion with available co-substrates in the study area, environmental impacts on management. Finally, 2 scenarios (conservative and optimized) were simulated with anaerobic digestion to avoid losses and emissions. In area of study, 2085 production units were mapped, occupying 2242 million m² of area, with 5 production systems, layer hens manure-belt houses (SPaut), layer hens automatic high-house (SPca), layer hens cage house (SPcm), non-acclimatized broiler litter house (SCpn) and acclimatized broiler litter house (SCpp). The population of birds was estimated at 38455 million heads that generate 812684 ton.year⁻¹ of waste, with a CH₄ potential in monodigestion of 76410 thousand m³.year⁻¹ and a capacity to generate 35.55 MWe. The waste generated from layer manure belt, dry chicken manure and broiler litter, has an emission of 326,104 and 9,862 ton.year⁻¹ of CO₂e of GHG and NH₃ and a loss of 25,798 ton.year⁻¹ of N. The conservative scenario will allow the exploitation energy with the potential to generate 27.23 MW of electricity and the avoidance of 31.8%, 37.2 and 36.4% of GHG emissions, N losses and NH₃ emissions, respectively. The optimized scenario will allow the energy use of waste in 226 plants with a total electrical potential of 86.4 MW and avoid GHG and NH₃ emissions and N losses by 73.4%, 71.7% and 86.9%, respectively. The unavailability of co-substrates proved to be a limiting factor for the development of alternative scenarios for most co-substrates. The concentration of layer manure belt in SPaut systems is an important factor in GHG and NH₃ emissions and N losses in the management of poultry manure, but it is an opportunity to increase environmental efficiency through anaerobic digestion.

Keywords: layer manure, broiler litter, compost, anaerobic digestion, nitrogen loss, ammonia emission, greenhouse gases

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Sistemas de produção da avicultura e manejo que define a característica dos dejetos gerados na área de estudo.	24
Figura 2 – Redução média de perda de NT e de emissões de GEE em função do (a) manejo da aeração e (b) da aplicação de aditivos na compostagem em relação a amostras controle.....	34
Figura 3 – Mapa do Espírito Santo com a distribuição da população de galináceos por município na área de estudo.....	41
Figura 4 – Exemplo de unidades produtivas de avicultura típica e sua identificação por imagens de satélite de alta resolução.	44
Figura 5 - Participação das unidades produtivas em termos de área e população de aves dos sistemas produtivos presentes na área de estudo.	58
Figura 6 - Distribuição dos produtores de aves, com a identificação dos seus sistemas produtivos dominantes, na área da pesquisa.....	60
Figura 7 - Participação dos sistemas produtivos na produção de dejetos (A) e no potencial de produção de metano e de geração de energia elétrica (B) a partir da monodigestão anaeróbia dos dejetos avícolas.	62
Figura 8 - Número de usinas elétricas e soma da potência elétrica (kWe) dos dejetos avícolas gerados em monodigestão anaeróbica nas propriedades produtoras de aves e sistemas de produção de acordo com as classes de potência de usinas elétricas.....	63
Figura 9 - Participação dos sistemas produtivos nos totais de geração de dejetos, perdas de nitrogênio e emissões de NH ₃ e GEE.	67
Figura 10 - Emissões de GEE do cenário atual e evitadas por município (A) e por tipo de codigestão anaeróbia do dejetos de aves (B) no cenário conservador.	73
Figura 11 - Classes e distribuição de usinas potenciais do cenário otimizado nas regiões da área de estudo.....	75
Figura 12 - Distribuição em classes das capacidades e quantidade de usinas do cenário otimizado por sistema produtivo.	76
Figura 13 - Emissões evitadas de GEE por município (A) e por tipo de digestão anaeróbia do dejetos de aves (B) no cenário otimizado	78
Figura 14 - Distribuição e intensidade das emissões de GEE nos cenários atual (A), conservador (B) e otimizado (C) na área de estudo.	80

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Perda de N e emissão de NH ₃ na compostagem do esterco de aves sob diferentes condições do esterco, misturas, meio e revolvimento.....	36
Quadro 2 - Procedimento experimental para o desenvolvimento da pesquisa.	40
Quadro 3 – Parâmetros adotados para quantificação dos dejetos avícolas a partir da identificação das unidades produtivas no Espírito Santo.....	46
Quadro 4 – Cosubstratos, proporções em relação aos dejetos de aves, SV e DQO das misturas e potencial de produção de metano.	48
Quadro 5 – Metodologia para estimativa da disponibilidade dos cosubstratos na área de estudo	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição gravimétrica (%) dos dejetos gerados na avicultura de acordo como os sistemas de produção e tempo de coleta.	26
Tabela 2 – Composição química de dejetos de aves e dos substratos submetidos a ensaios de digestão anaeróbia e codigestão anaeróbia com os cosubstratos e resultados alcançados em produtividade de biogás e metano.	30
Tabela 3 – População de galináceos, galinhas, frangos e outros e codornas no ES e por municípios produtores.	42
Tabela 4 – Produção de dejetos, teor de NT dos dejetos e respectivas perdas de nitrogênio e fator de emissão de amônia de acordo com o tipo de manejo.	51
Tabela 5 – Parâmetros utilizados para o cálculo das emissões de GEE.	54
Tabela 6 - População de aves, geração de dejetos e emissões na fase de tratamento dos dejetos no cenário atual, médias por 1.000 m ² de galpão	57
Tabela 7 - População de aves e geração de dejetos avícolas na área de estudo.	57
Tabela 8 – Potencial de produção de metano e de geração de energia elétrica do somatório dos dejetos avícolas gerados na área de estudo via monodigestão anaeróbia.	61
Tabela 9 - Potencial de produção de metano em mil m ³ .ano ⁻¹ do aproveitamento dos dejetos avícolas em codigestão anaeróbia por microrregião na área de estudo	64
Tabela 10 - Demanda e oferta em toneladas de cosubstratos para codigestão aneróbia com dejetos de aves gerados nas propriedades com plantel superior a 100 mil aves	65
Tabela 11 – Perdas e emissões gasosas na fase de tratamento dos dejetos por compostagem no cenário atual na área de estudo.	66
Tabela 12 - Emissões de GEE na monodigestão e nas opções de codigestão por ton de dejetos	69
Tabela 13 - População de aves, dejetos gerados, potencial de metano e capacidade de usinas de geração de energia elétrica nas condições de viabilidade dadas pelo <i>Ind</i> de cosubstratos do cenário conservador, por regiões na área de estudo.	71
Tabela 14 – GEE emitidos no cenário atual e no cenário conservador, matéria seca processada na digestão aneróbia e emissões evitadas de GEE no Cenário 1, por opções de cosubstratos e subregiões.	72
Tabela 15 – População de aves, dejetos, capacidade potencial de usinas e potencial de metano do Cenário 2 por sub-regiões na área de estudo.	74

Tabela 16 – GEE emitidos no cenário atual e no cenário otimizado, matéria seca processada, emissões evitadas de GEE e de NH₃ e perdas de N no Cenário otimizado, por tipo de digestão anaeróbia e subregiões. 77

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	OBJETIVOS	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
3.1	O MANEJO DE DEJETOS NA AVICULTURA	24
3.1.1	Caracterização e quantificação dos dejetos gerados nos sistemas de produção da avicultura	24
3.1.2	O manejo dos dejetos avícolas na compostagem e digestão aneróbia	27
3.2	IMPACTOS DO MANEJO DOS DEJETOS DE AVES	32
3.2.1	Impactos do manejo dos dejetos via compostagem	32
3.2.2	Impactos do manejo dos dejetos via digestão anaeróbia	37
4	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	41
4.2	ETAPA 1 – CARACTERIZAÇÃO DOS DEJETOS AVÍCOLAS GERADOS....	43
4.2.1	Mapeamento das unidades produtivas avícolas	43
4.2.2	Estimativa dos dejetos avícolas gerados	44
4.3	ETAPA 2 – DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS	47
4.3.1	Potencial de produção de metano a partir da monodigestão anaeróbia	47
4.3.2	Potencial de produção de metano a partir da codigestão anaeróbia	47
4.3.3	Potencial de geração de energia elétrica a partir do metano produzido na monodigestão anaeróbia e na codigestão anaeróbia	50
4.4	ETAPA 3 – DETERMINAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA COMPOSTAGEM DE DEJETOS AVÍCOLAS	51
4.4.1	Perda de nitrogênio e emissão de amônia na compostagem	51
4.4.2	Emissões de GEE na compostagem	52

4.5	ETAPA 4 - DETERMINAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS.....	55
4.6	ETAPA 5 – ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS DE APROVEITAMENTO DO POTENCIAL DE METANO E DE PRODUÇÃO DE ENERGIA, COM OS RESPECTIVOS CÁLCULOS DOS IMPACTOS AMBIENTAIS EVITADOS.....	55
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
5.1	ETAPA 1 – CARACTERIZAÇÃO DOS DEJETOS AVÍCOLAS GERADOS ...	57
5.2	ETAPA 2 – POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS	61
5.2.1	Monodigestão anaeróbia.....	61
5.2.2	Codigestão anaeróbia.....	63
5.3	ETAPA 3 – IMPACTOS AMBIENTAIS DA COMPOSTAGEM DE DEJETOS AVÍCOLAS	66
5.4	ETAPA 4 - IMPACTOS AMBIENTAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS.....	69
5.5	ETAPA 5 - CENÁRIOS PARA APROVEITAMENTO DO METANO PRODUZIDO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS E DE EVITAMENTO DE IMPACTOS AMBIENTAIS	70
5.5.1	Cenário conservador.....	70
5.5.2	Cenário otimizado.....	73
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	82
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85

1 INTRODUÇÃO

Em 2018 foram produzidas no mundo 95,5 milhões de toneladas de carne de frango (ASSOCIATION OF POULTRY PROCESSORS AND POULTRY TRADE IN THE EU COUNTRIES, 2019). No Brasil, o segundo maior produtor mundial com 13,3 milhões de toneladas, houve um crescimento de 123% na produção em relação ao ano de 2000 (EMBRAPA, 2020).

Da mesma forma, a produção de ovos no Brasil tem crescido a uma taxa média de 5,7% ao ano na última década, passando de 2.458 a 3.597 milhões de dúzias produzidas em 2010 e 2018, respectivamente (EMBRAPA, 2020), tendo o Brasil alojado cerca de 118,5 milhões de aves de postura comercial e produzido cerca de 49 bilhões de ovos em 2019 (ABPA, 2020). Assim, o crescimento da produção avícola mencionada levou o Brasil a uma população de 386 milhões de galináceos e o estado do Espírito Santo a uma população superior a 36 milhões de galináceos em 2018 (IBGE, 2020), que gera aproximadamente $3.642 \text{ ton} \cdot \text{dia}^{-1}$ de esterco.

Dentre os fatores que podem ser atribuídos ao crescimento da produção avícola, destaca-se a automatização dos sistemas produtivos, especialmente na avicultura de postura, o que permite o aumento do número de aves alojadas por área, ganhos de produtividade e qualidade e, por outro lado, resulta em maior e mais concentrada geração de dejetos (BI et al., 2019; FUCHS et al., 2018; YIN et al., 2019).

O aumento da produção avícola em função da demanda por proteína e desenvolvimento tecnológico levam ao desafio do manejo dos dejetos (AGYARKO-MINTAH; COWIE; ZWIETEN; et al., 2017) em função dos seus impactos ambientais.

Podem ser considerados como dejetos avícolas a cama de aves da avicultura de corte e o esterco (seco e natural) da avicultura de postura. Os dejetos avícolas, dado o elevado teor de macro e micro nutrientes presentes no esterco, quando dispostos de maneira inadequada no ambiente, podem causar eutrofização de corpos d'água, dispersão de patógenos, poluição do ar e, ainda, emissão de gases de efeito estufa (GEE) (ABOUELENIEN et al., 2010; EDWARDS; DANIEL, 1992; FUCHS et al., 2018).

No entanto, a riqueza em nutrientes habilita a destinação dos dejetos para produção de fertilizante biológico (AGYARKO-MINTAH; COWIE; SINGH; et al., 2017), podendo ser empregadas técnicas como a compostagem para estabilização biológica do material orgânico (KITHOME; PAUL; BOMKE, 1999; MAHIMAIRAJA et al., 1990; ZHAO, Lingying et al., 2016).

Apesar da compostagem ser a técnica tradicionalmente adotada no tratamento dos dejetos avícolas, o tratamento não aproveita integralmente todo o potencial energético contido na matéria-prima residual, dado o potencial de geração de metano/biogás e conseqüente produção de energia que o esterco pode conferir (AIRES, 2012; BUSATO et al., 2020; YIN et al., 2019). Além disso, no processo de compostagem há perdas de nitrogênio por volatilizações de amônia e de compostos orgânicos, propiciando impactos ambientais como a disseminação de odor, riscos de contaminação de corpos hídricos (KITHOME; PAUL; BOMKE, 1999; MAHIMAIRAJA et al., 1990; ZHAO, Lingying et al., 2016), ou a emissão de GEE (IPCC, 2006b; WANG, Yue et al., 2019). Apesar de resultados positivos de diversas pesquisas na redução de emissões de compostos nitrogenados na compostagem, seu controle ainda permanece um desafio (LIN et al., 2018; ZHAO, Shuaixiang et al., 2020).

Dessa maneira, o tratamento anaeróbio poderia não só aproveitar o potencial para a produção de biogás e energia, como também possibilitar a mitigação dos impactos das volatilizações e arrastes por ar de cargas orgânica e nitrogenada para o ambiente, permitindo ainda o seu aproveitamento final como biofertilizante (AIRES, 2012; KREIDENWEIS et al., 2021; LIN et al., 2018; NICOLOSO, 2014).

Entretanto, como no tratamento anaeróbio são empregados microorganismos metanogênicos que podem sofrer inibição na presença de teores de amônia acima de 1,5 ou 3g.L⁻¹, dependente ou não do pH, respectivamente (CALLI et al., 2005), tal realidade poderia conferir alguma restrição para o tratamento aplicado aos dejetos de aves (ABOUELENIEN et al., 2010; BUJOCZEK et al., 2000). Sendo assim, diversas soluções têm sido aplicadas para solucionar estas restrições, como a codigestão anaeróbia (ABOUELENIEN et al., 2014; LIN et al., 2018; MAO et al., 2015; POULSEN; ADELARD, 2016), a remoção da amônia via *air stripping*, o uso de aditivos, ou a suplementação de micronutrientes (FUCHS et al., 2018).

Diante do exposto, o presente estudo buscou estimar o potencial de geração de metano e de produção de energia a partir de usinas de digestão anaeróbia, os impactos ambientais relacionados às perdas de N e emissões de NH₃ e GEE no manejo dos dejetos avícolas pela compostagem, bem como o potencial da digestão anaeróbia em evitar os impactos ambientais da compostagem em diferentes cenários de aproveitamento dos dejetos. Para tanto, será aplicada uma metodologia para calcular a geração de dejetos e os impactos ambientais do seu manejo na compostagem e na digestão anaeróbia, a partir do mapeamento dos sistemas de produção e uma estruturada revisão de literatura para embasar as estimativas elencadas.

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo geral analisar o potencial de produção de metano para geração de energia elétrica por meio da digestão anaeróbia de dejetos avícolas, visando a minimização dos impactos ambientais em relação à compostagem. Para tal, serão utilizados os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar a produção dos dejetos gerados na avicultura por tipo de sistema de produção e manejo;
- Estimar o potencial de produção de metano e de geração de energia elétrica por meio da digestão anaeróbia dos dejetos avícolas;
- Estimar os impactos ambientais vinculados à perda N e emissões de NH_3 e GEE do cenário atual, vinculados à compostagem dos dejetos avícolas;
- Estimar os impactos ambientais vinculados à emissão de GEE, relacionados à digestão anaeróbia dos dejetos avícolas;
- Descrever cenários para o aproveitamento do potencial de metano, com os respectivos cálculos dos impactos ambientais evitados em relação ao cenário atual por meio da digestão anaeróbia.




3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O MANEJO DE DEJETOS NA AVICULTURA

3.1.1 Caracterização e quantificação dos dejetos gerados nos sistemas de produção da avicultura

Os sistemas de produção da avicultura de postura e de corte geram 3 tipos de dejetos (Figura 1): 1) o esterco fresco, coletado diariamente em sistemas de produção de postura automatizados; 2) o esterco seco, coletado ao fim do período de armazenamento sob as gaiolas em sistemas de produção de postura (AUGUSTO, 2007; YANG et al., 2019) ou 3) a cama proveniente dos sistemas de produção de frangos de corte, empilhadas nos galpões por até 10 dias entre ciclos de produção (AIRES, 2012; FUKAYAMA, 2008; SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013).

Figura 1 – Sistemas de produção da avicultura e manejo que define a característica dos dejetos gerados na área de estudo.

Ilustração	Tipo de produção	Manejo de dejetos
	Produção de ovos em sistema automático (esterco fresco de 1 dia)	Coleta diária por esteiras
	Produção de ovos em sistema californiano de alimentação manual (esterco seco)	Armazenamento sob as gaiolas de produção até a coleta de dentro dos galpões
	Produção de frango de corte (cama de frango)	Estocagem em pilhas por 7 a 10 dias antes de levar para lavouras

Fonte: Autoria própria.

Esses dejetos são produzidos em 5 sistemas distintos: o sistema de postura automatizado (SPaut); os sistemas de postura californianos com alimentação automática (SPca), ou com alimentação manual (SPcm) e os sistemas de corte em galpões climatizados (SCpp) ou não climatizados (SCpn). O sistema SPaut produz como dejetos o esterco fresco, coletado diariamente de dentro dos galpões por um sistema de correias transportadoras abaixo de cada piso de gaiola (AUGUSTO, 2007). Já os sistemas californianos, SPca e SPcm, ao armazenarem o esterco por períodos relativamente longos, dentro dos ciclos de produção até a coleta, geram como dejetos o esterco seco, que perde umidade e componentes voláteis (AUGUSTO, 2007; WANG, Yue et al., 2019). Os sistemas de corte, SCpp e SCpn, produzem a cama de frango, no qual a criação das aves se dá sobre o piso dos galpões, adicionando-se camadas de material orgânico seco e lignínico sobre o piso como leito para as aves, que vai formar a cama de frango, composta por uma mistura entre o material do leito, excreta, penas de aves e ração (MARTINS; HÖTZEL; POLETTO, 2013). A diferença entre os sistemas SPca e SPcm e os SCpp e SCpn está basicamente na densidade de aves, não alterando a qualidade do dejetos gerado na postura ou no corte, respectivamente. O sistema SPaut possui a maior densidade de aves, em função da sobreposição das gaiolas em até 8 pisos (KILBRA, 2020). Os sistemas SPca também possuem pisos sobrepostos em estrutura piramidal de 4 a até 6 pisos (KILBRA, 2020), enquanto os SPcm possuem estrutura de pirâmide em apenas 1 piso (MAZZUCO et al., 2016). A qualidade ambiental e conforto térmico para as aves propiciada pela climatização dos galpões eleva a densidade de aves no sistema de corte, passando de 12 no SCpn para 14,6 aves no SCpp (AVILA et al., 2007).

Valores sobre o quantitativo de dejetos de aves gerados diariamente são variáveis na literatura, de 0,0675 a 0,09 kg.dia⁻¹ (MONTEIRO; MANTHA; ROUBOA, 2011), 0,1 kg.dia⁻¹ para frangos de corte e 0,2 kg.dia⁻¹ para aves de postura (SCARLAT et al., 2018), ou 0,12 a 0,14 kg.dia⁻¹ na avicultura de postura (RIBEIRO et al., 2018). Os valores de geração estão sujeitos às categorias animais e à intensidade do alojamento (MONTEIRO; MANTHA; ROUBOA, 2011). Estudos regionais de quantificação de dejetos gerados e cálculos de potencial de metano têm utilizado geralmente dados de fontes secundárias de população de aves e de geração de dejetos (ANGELIS-DIMAKIS et al., 2011; EINARSSON; PERSSON, 2017; MEYER; EHIMEN; HOLM-NIELSEN, 2018; MONTEIRO; MANTHA; ROUBOA, 2011; RIBEIRO et al., 2016; SCARLAT et al., 2018). Os dejetos produzidos nos sistemas de produção e manejo encontrados na área de estudo foram analisados, quanto ao manejo e à quantidade gerada, às características físico químicas e ao potencial de metano, nos estudos de Augusto (2007) e Fukayama (2008). Esses estudos concluíram sobre a geração de 0,1; 0,03 e 0,022kg dejetos.ave⁻¹.dia⁻¹ nos sistemas

de postura automatizada, de postura californiana (AUGUSTO, 2007) e de corte (FUKAYAMA, 2008), respectivamente. Suas características estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Composição gravimétrica (%) dos dejetos gerados na avicultura de acordo como os sistemas de produção e tempo de coleta.

Tipo de manejo	ST	MOC	MORC	C	N
Sistema automatizado (esterco fresco) ^a	27,0	24,6	43,8	13,7	6,7
Sistema automatizado (esterco fresco coletado após 1 dia) ^a	31,3	24,7	44,7	13,7	7,4
Sistema californiano (esterco seco coletado após 260 dias) ^a	91,6	7,93	50,1	4,4	3,2
Cama de frango após 1 ciclo ^b	78,4	-	-	-	5,10
Cama de frango após 4 ciclos ^b	82,5	-	-	-	6,49

Legenda: ST: sólidos totais; MOC: matéria orgânica compostável; MORC: matéria orgânica resistente à compostagem; C: Carbono; N: Nitrogênio.

Fonte: (a) AUGUSTO (2007); (b) FUKAYAMA (2008).

Na avicultura de postura, o dejetos gerado pode ser esterco fresco ou esterco seco. No esterco, de forma geral, há matéria orgânica particulada e dissolvida, polissacarídeos, lipídios, proteínas, ácido úrico, ácidos graxos, componentes inorgânicos e microrganismos patogênicos (ABOUELENIEN et al., 2010; FUCHS et al., 2018; STEIL, 2001). Entretanto, a composição pode variar conforme o tipo de manejo utilizado na produção de ovos (californiano ou automático). Nos sistemas californianos, SPCa e SPcm, os dejetos são depositados sobre o piso, permanecendo longos períodos, podendo chegar a 256 dias (AUGUSTO, 2007), até serem coletados manualmente ou por equipamentos específicos, perdendo umidade e componentes voláteis do período da deposição até a coleta, gerando o esterco seco. Já nos sistemas automáticos, SPaut, os dejetos coletados diariamente, ou de 2 em 2 dias, por esteiras localizadas abaixo das linhas das gaiolas geram esterco fresco com alto teor de umidade. No SPaut, o sistema de coleta do esterco melhora o ambiente interno nas granjas, mas tem o desafio maior na gestão na fase do manejo, em função do elevado teor de umidade e nitrogênio que potencializa os impactos ambientais externos (WANG, Yue et al., 2019). Conforme observado na Tabela 1, o esterco fresco possui mais matéria orgânica compostável (BUJOCZEK et al., 2000), porém uma das suas características proeminentes é o elevado teor de nitrogênio, sendo 70% provenientes de ácido úrico e 30% de proteína (ABOUELENIEN et al., 2010).

Para compor a cama de frango nos sistemas de corte, tem sido utilizado o pó de serra e palha de café em menor proporção. A cama se forma no decorrer do ciclo de produção que dura 45 dias, ao final do qual ela é armazenada em pilhas para ser retirada do galpão ou reaproveitada em novos ciclos (FUKAYAMA, 2008; WANG, Yue et al., 2019). Na área de estudo, a cama

de frango tem sido comercializada diretamente como adubo orgânico com apenas um ciclo de produção, em função do valor pago pelo mercado local ao dejetos (informação pessoal da Associação dos produtores de aves do ES – AVES). Durante o ciclo de produção, o material lignínico absorve parte da umidade do esterco e urina do frango, mas ainda assim, são observadas perdas de umidade e nitrogênio (SANTANA, 2016).

3.1.2 O manejo dos dejetos avícolas na compostagem e digestão anaeróbia

Devido ao fato dos dejetos gerados apresentarem elevado teor de nutrientes, seus aproveitamentos como adubo orgânico ou condicionador de solo têm sido identificados como principais destinos (BEAUSANG; MCDONNELL; MURPHY, 2020; DROZDZ et al., 2020; FUCHS et al., 2018; MARIANI, 2018). A produção dos fertilizantes orgânicos, regulamentada pelo Decreto Nº 4.954/2004 e pela Portaria Nº 53/2013 do Ministério da Agricultura brasileiro (BRASIL, 2004; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2013), ocorre via compostagem ou estocagem em pilhas. Dessa forma, é possível a reciclagem de nutrientes, remunerando o seu transporte, tratamento e distribuição nas lavouras.

A compostagem tem, portanto, o objetivo de estabilização bioquímica dos dejetos, reduzir odores desagradáveis e a sua patogenicidade e valorizar seu uso como condicionador de solo (KREIDENWEIS et al., 2021). Dada a relação C/N de 1,4 a 2,0 encontrada no esterco (Tabela 1), há necessidade de mistura com substratos com C/N de 300 a 723, como serragem e palha de café, entre outros (KUNZ; ENCARNAÇÃO, 2007), visando-se alcançar uma relação ótima de C/N na faixa de 30/1 (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2014).

No caso da cama de frango gerada na avicultura de corte em pequenas propriedades, o amontoamento em leiras com alturas de 1,50m é recomendado, mantendo o material sob lona plástica ou isolado com cobertura de palha seca (AVILA et al., 2007). De todas as formas, os dejetos são um ativo para a atividade avícola, que serve de insumo às diversas culturas agrícolas, mas ao custo de perdas de nitrogênio e da geração de impactos ambientais associados, conforme detalhado nos próximos tópicos.

Como tratamento alternativo ao manejo dos dejetos de aves, a digestão anaeróbia aproveita seu potencial de metano e minimiza perdas de nutrientes (ABOUELENIEN et al., 2010; ADAMS; KLOBODU; APIO, 2018; AIRES, 2009; AL SEADI; RUTZ; JANSSEN, 2013; AUGUSTO, 2007; BI et al., 2019; BUJOCZEK et al., 2000; MARKOU, 2015; MIAH et al., 2016; SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018; STEIL, 2001; WANG, Xuan et al., 2018; YIN et al., 2019; ERSOY; UGURLU, 2020; KREIDENWEIS et al., 2021; ULUSOY et al., 2018). A

digestão anaeróbia é a decomposição de resíduos orgânicos com o objetivo de produção de biogás e de biofertilizante, por meio de processo metabólico complexo, que requer condições de potencial redox ≤ 200 mV (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Segundo os autores, tal processo depende de uma associação de microrganismos, distribuídos em quatro fases gerais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Os elevados teores de proteínas e ácido úrico presentes no esterco de aves redundam em elevados teores de amônia no processo de decomposição (ABOUELENIEN et al., 2010, 2014). Teores de amônia acima entre $1,5 \text{ g.L}^{-1}$ a 3 limitam a atividade dos microrganismos metanogênicos em pH superior a 7 e, acima de 3 g.L^{-1} , em qualquer valor de pH (CALLI et al., 2005). Dessa forma, uma vez que os teores de NH_3 presentes nos dejetos de aves alcançam facilmente esses valores, há clara possibilidade de instabilidade no processo de digestão anaeróbia aplicados a este tipo de resíduo quando processado sem outros cosubstratos – monodigestão (ABOUELENIEN et al., 2010; BUJOCZEK et al., 2000), o que dificulta o aproveitamento do seu potencial de produção de metano.

Há alternativas tecnológicas para superar essas limitações, inclusive já utilizadas em escala plena como *air stripping* (FUCHS et al., 2018) ou a utilização de *design* do digestor que intensifica a mistura e diluição por meio de sistema de alimentação com recirculação da massa digerida (BEGUM et al., 2017) ou outros substratos pobres em amônia. Begum et al (2017) informam a produção de biogás da ordem de $68 \text{ m}^3.\text{ton}^{-1}$ de dejetos de aves, gerando 89 kWh e 105 kg de biofertilizante, em uma planta de escala plena. Ainda como tecnologia de superação das limitações de amônia, pode-se fazer uso da codigestão anaeróbia com outros resíduos gerados localmente, com a mesma intenção de diluir agentes inibidores como a amônia ou manter o pH nas condições ideais, dentro da composição do substrato a se tratar (CAPSON-TOJO et al., 2016; FUCHS et al., 2018; LIN et al., 2018). Na codigestão anaeróbia entre esterco e materiais lignocelulósicos ocorre uma elevação da porção de Sólidos Voláteis (SV) facilmente degradáveis no substrato, em relação ao esterco puro, uma vez que, nesse, a porção mais degradável foi consumida na digestão animal do alimento, restando, assim, uma composição com maiores teores de lignina (PAUL; DUTTA, 2018). Pode-se ainda associar a codigestão com *air stripping* (RODRIGUEZ-VERDE et al., 2018).

A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos em ensaios de codigestão anaeróbia de esterco e cama de frango em termos de potencial de metano. Observa-se nele uma comparação dos resultados de ensaios da codigestão dos cosubstratos, glicerina (CHOW; CHAN; POH, 2015; SCHWINGEL et al., 2019), resíduos de alimentos vegetais, resíduos de granjas suínas e grama (POULSEN; ADELARD, 2016) e vinhoto (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER,

2013), podendo-se comparar com ensaios de digestão anaeróbia de monosubstratos de dejetos de aves na produção de biogás.

Os potenciais de metano alcançados na codigestão anaeróbia, com valores de 402 a 1058,9 $\text{m}^3\cdot\text{ton}^{-1}$ de SV, geralmente são superiores ao potencial nos tratamentos em monodigestão anaeróbia (AIRES, 2012; AUGUSTO, 2007).

Tabela 2 – Composição química de dejetos de aves e dos substratos submetidos a ensaios de digestão anaeróbia e codigestão anaeróbia com os cosubstratos e resultados alcançados em produtividade de biogás e metano.

Referência	Animal, sistema de produção, característica do dejetos, cosubstrato, processos	ST ¹	SV/ST	SV	ST no substrato	DQO do substrato	Produção de Biogás	Produção de Biogás	Produção de CH ₄	Produção de CH ₄
		----- % -----				g.L ⁻¹ (ou g.kg ⁻¹)	(m ³ .t ⁻¹ SV)	(m ³ .kg ⁻¹ DQO)		(m ³ .t ⁻¹ SV)
Augusto (2007)	EN, Galinhas, sist automático, digestão anaeróbia contínua	27	78	21,1	5,77	-	585	-	-	-
	EN, Galinhas, sist convencional, digestão anaeróbia contínua	91,6	81	74,2	2,79	-	330	-	-	-
Chow, Chan, Poh (2015)	EN, 9,5% de SV (84,4%) + glicerina (15,6%), C/N = 16	-	-	-	16,93	-	-	-	480	-
Schwingel et al. (2019)	EN, galinhas, sistema convencional, diluído + 2,5% (2,6%) de Glicerol (glicerina G40) + inóculo, 105 d HRT	40,1	77,5	31,1	4	583	1654,1	-	-	1058,9
Pousen, Adelard (2016)	EN galinha + restos de alimento + est porco (71 + 22 + 7%, de SV), 55°C, 70 dias	28,4	57,8	16,4	-	-	-	-	-	410
	EN galinha + restos de alimento + est porco (39 + 31 + 40%, de SV), 55°C, 70 dias	28,4	57,8	16,4	-	-	-	-	-	402
	EN galinha + grama + est porco (32 + 24 + 44%, de SV), 55°C, 70 dias	28,4	57,8	16,4	-	-	-	-	-	543
Aires (2012)	CmF com casca de-amendoin, SSF c inoc	81,4	78,1	63,6	2,13	-	231	-	-	207,1
Sharma, Espinosa-Solares, Huber (2013)	CmF, diluída e peneirada, C/N = 7,39 + Vinhoto (60 + 40%), 55°C, CSTR	4,5	-	-	2,3	45	-	-	540	-
	CmF diluída e peneirada, C/N = 7,39 + Vinhoto (40 + 60%), 55°C, CSTR	4,5	-	-	2,3	55	-	-	560	-
Espinosa-solares et al., 2008	CmF diluída e peneirada, 56,7°C alvo, TRH 34,5 dias, CSTR	70	73,1	51,2	5,2		46			389

¹ ST é o teor de sólidos totais encontrado no dejetos, enquanto ST no substrato é o teor de ST do substrato submetido à codigestão anaeróbia; EN é esterco natural; CmF é cama de frango; FL é fração líquida; CSTR é o Continuous Stirred Tank Reactor; HRT é o tempo de retenção hidráulica; SSF, sem separação de frações líquida e sólida.

Fonte: Autoria própria.

A glicerina é um outro cosubstrato que também pode equilibrar a relação C/N para digestão anaeróbia dos dejetos de aves. Sendo o principal subproduto proveniente das indústrias de biodiesel, a glicerina não possui toxicidade, tem alto teor de carbono e é facilmente biodegradável (CHOW; CHAN; POH, 2015). Seu uso na digestão anaeróbia pode ser feito sem necessidade de purificação como exige a maior parte da demanda de usos da glicerina (SCHWINGEL et al., 2019). Um fato interessante sobre a glicerina é a pequena proporção exigida na codigestão, especialmente nos ensaios de Schwingel et al. (2019), com potencial de biometano de $1.058,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ de sólidos voláteis (SV), o que poderia favorecer a sua utilização e reduzir custos de transportes.

O uso de biomassas de resíduos de áreas urbanas, ou seja, resíduos de alimentos e provenientes de podas, associados aos dejetos de aves e de suínos foram estudados em diversas composições em codigestão por Pousen e Adelard (2016). O aproveitamento desses cosubstratos são mais favoráveis ao aproveitamento energético via codigestão anaeróbia do que via tratamentos térmicos, em função da grande quantidade de água no seu conteúdo. A codigestão promove efeitos sinérgicos das biomassas na produção de biogás e metano (POULSEN; ADELARD, 2016).

A codigestão anaeróbia da cama de frango com o vinhoto proveniente das usinas de álcool (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013) apresentou potencial de metano de 540 ou $560 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ de DQO, em misturas de proporções de 60%:40% ou 40%:60%, entre a cama diluída e peneirada e o vinhoto, respectivamente. Resultado positivo foi sugerido pela sua riqueza em carboidratos, incluindo açúcares residuais da fermentação do etanol, que beneficiam a codigestão devido ao aumento do carbono orgânico prontamente utilizável que, por sua vez, melhoram a atividade microbiana do reator e a relação C/N do substrato (CHEONG; KIM; LEE, 2019). Um aspecto importante dessa codigestão é a economia de energia necessária para a digestão termofílica da cama de aviário, aproveitando a temperatura do vinhoto na saída do processo de produção das usinas de álcool e os teores de gordura crua e ácido láctico do vinhoto (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013).

O processo de digestão anaeróbia, a partir dos dejetos, gera biogás e mantém algum conteúdo de nutrientes no efluente, ou biofertilizante (TAMPIO, 2016; ULUSOY et al., 2018). O biofertilizante, segundo classificação estabelecida no Decreto N° 4.954/2004 (BRASIL, 2004), possui princípio ativo com propriedades que atuam nas plantas cultivadas, elevando a produtividade, além do efeito da adição de nutrientes. Uma análise sobre biofertilizantes produzidos em usinas de biogás austríacas demonstrou que eles cumprem funções de melhorador de solo orgânico, meio de cultivo e bioestimulante orgânico não microbiano para

plantas, previstas nas normas europeias de fertilizantes (STÜRMER et al., 2020). O uso dos efluentes da biodigestão anaeróbia como biofertilizantes atenua os impactos de seu lançamento em corpos hídricos, e permite o aproveitamento dos seus nutrientes na agricultura. Os digeridos de biogás resultantes da digestão anaeróbia podem, pelo menos parcialmente, substituir os fertilizantes minerais (LIN et al., 2018). No Brasil, porém, atualmente há apenas um biofertilizante registrado no Ministério da Agricultura (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2020).

3.2 IMPACTOS DO MANEJO DOS DEJETOS DE AVES

3.2.1 Impactos do manejo dos dejetos via compostagem

Considerando as cadeias produtivas da avicultura desde a produção dos alimentos dos animais até o processamento industrial de carnes e ovos, o manejo do esterco contribui com 6% a 20% das emissões totais de CO_{2eq}, respectivamente (MACLEOD et al., 2013). Além das emissões de GEE, o manejo inadequado de dejetos avícolas pode ocasionar impactos ambientais devido à emissão de amônia, odor, eutrofização, além dos riscos sanitários associados à disposição inadequada (ABOUELENIEN et al., 2010; BUJOCZEK et al., 2000; FUCHS et al., 2018; WANG, Yue et al., 2019; YANG et al., 2019). Os gases emitidos são o óxido nitroso (N₂O), a amônia (NH₃) que, indiretamente, contribui para a emissão de N₂O e o metano (CH₄). A amônia emitida, apesar da sua contribuição ser indireta, é a maior responsável na emissão dos GEE (SANTANA, 2016), além dos problemas que causa pelo odor e efeitos maléficos à saúde (WANG, Yue et al., 2019; WU, Shui Ping et al., 2017; YANG et al., 2019).

A perda de nitrogênio e a emissão de amônia podem sofrer influência de diversos fatores. Além de ser favorecida pela baixa relação C/N (CAO et al., 2019; ZHAO, Shuaixiang et al., 2020), o pH alcalino muda o equilíbrio da relação NH₄⁺/NH₃ para favorecer as emissões de NH₃. (AGYARKO-MINTAH; COWIE; ZWIETEN; et al., 2017). O N-orgânico, proveniente das proteínas e ácido úrico excretado nos dejetos, é mineralizado na forma de íon amônio (NH₄⁺). Entretanto, devido as condições de pH superior a 7, provocado pela hidrólise do ácido úrico presente nos dejetos, é facilmente transformado em NH₃ (SANTANA, 2016). Pela ação dos microrganismos, ocorrem os processos de nitrificação e desnitrificação, ocasionando a formação de N₂O, influenciada por anaerobiose, e N₂. A elevada volatilidade dessas formas de N ocasionam emissões resultando em impactos ambientais, além da perda do N como nutriente

(AGYARKO-MINTAH; COWIE; SINGH; et al., 2017; AGYARKO-MINTAH; COWIE; ZWIETEN; et al., 2017).

Parte das emissões no setor avícola ocorrem na etapa da criação, dentro dos galpões. Santana (2016) estimou 0,14; 0,35 e 72 g.ave⁻¹.ano⁻¹ de emissão de N₂O, CH₄ e N-NH₃, respectivamente, nos galpões de produção de corte, descrevendo a potencialidade da contribuição da NH₃ para geração de GEE na atividade. Após ser reutilizada por 4 ciclos, do nitrogênio total (NT) adicionado ao sistema de criação, 47% foi incorporado à cama, o que correspondeu a 111g N.ave⁻¹ (SANTANA, 2016).

Wang Yue et al. (2019) compilaram dados de literatura nas várias fases do ciclo de produção de corte e de postura. Concluíram que as emissões de NH₃ são mais significativas no interior dos galpões de corte, correspondendo a 65,1% contra 21,3% na fase externa antes da aplicação nos solos, enquanto na de postura as emissões se dão no manejo dos dejetos, com 21,5% contra 45,9%, respectivamente. Na Índia, nas granjas produtoras de ovos, 72% das emissões totais da atividade calculadas dentro da propriedade ocorrem no armazenamento dos dejetos (MAINALI; EMRAN; SILVEIRA, 2017). Na fase do manejo dos dejetos avícolas, em todas as situações, há perdas similares de 16 a 20% do NT, na forma de NH₃, seja na compostagem ou na estocagem em pilhas, e, ainda, perdas de 10 a 30% do NT na forma de outros gases nitrogenados (N₂O, NO_x, N₂) nessa mesma fase (WANG, Yue et al., 2019). Segundo os autores, as perdas de nitrogênio se correlacionam fortemente com valores de pH maiores que 7, temperaturas elevadas e arraste com ar.

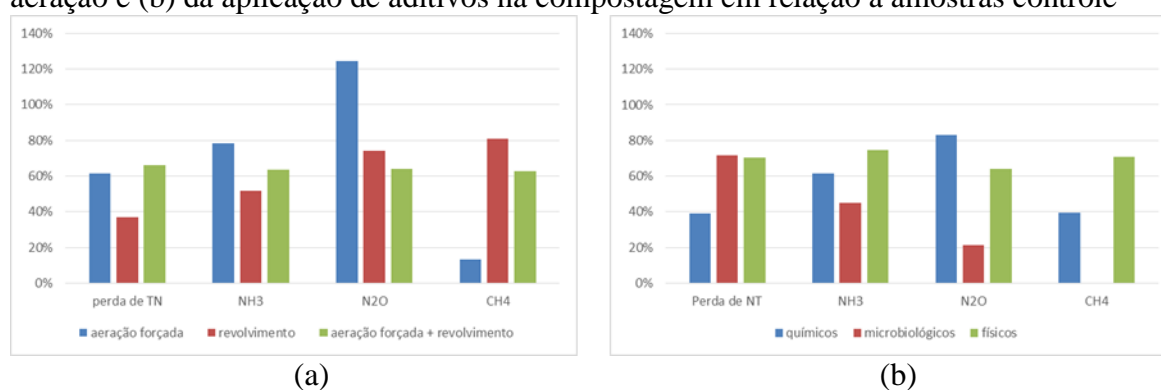
Conforme esclarecem Kreidenweis et al. (2021), a compostagem demonstrou ser a opção que resulta em maiores emissões de GEE em comparação com o empilhamento prévio, espalhamento no campo, digestão anaeróbia e a pirólise. Os autores explicam que, devido à elevada densidade e baixa porosidade do esterco de aves, o tratamento exige a mistura com agentes volumosos para melhorar a estrutura, bem como a difusão de O₂ no processo de estabilização para a compostagem, o que acaba facilitando o desprendimento de gases por araste (JANCZAK et al., 2017; YOUNG et al., 2016). Da mesma forma, nichos de anaerobiose podem ser formados com a elevação da temperatura ocasionada pelo catabolismo oxidativo e consumo de O₂, que acarretam na produção de CO₂, promovendo a metanogênese (AGYARKO-MINTAH; COWIE; SINGH; et al., 2017).

Muitas medidas têm sido estudadas para diminuir as perdas de N e emissões de GEE na compostagem, como o uso de aditivos físicos, químicos e microbianos (CAO et al., 2019). Como aditivos físicos têm sido estudados o uso de carvão (AWASTHI et al., 2020; CHEN, Wei et al., 2017; JANCZAK et al., 2017), argila (CHEN, Hongyu et al., 2018), zeólitas,

superfosfato ou sulfato ferroso (PENG et al., 2019), controle do fluxo de ar e enclausuramento da pilha (CHANG et al., 2020; KEENER et al., 2014) ou indução de campo magnético (WU, Jiaxiong et al., 2021). Estudos sobre aditivos químicos trataram de soluções de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sódio (NaOH) para controle do pH dos dejetos (CAO et al., 2020), ou relação C/N na mistura (PAUL; DUTTA, 2018). Como aditivos biológicos há estudos sobre agentes microbianos retentores de nitrogênio (QIU et al., 2021; SELVAMANI; ANNADURAI; SOUNDARAPANDIAN, 2019) ou uso carvão associado a microrganismos (CHEN, Hongyu et al., 2020; ZHANG et al., 2020), dentre outros.

Perdas de NT e emissões evitadas são associadas ao sistema de aeração ou tipo de aditivo utilizado em comparação com o controle (Figura 2) (CAO et al., 2019). A intensidade do revolvimento que intensifica a aeração, por exemplo, diminui a emissão de CH_4 , mas aumenta as emissões de N_2O (AGYARKO-MINTAH; COWIE; SINGH; et al., 2017; CAO et al., 2019). Globalmente, o uso de tecnologias na compostagem tem alcançado em média a redução de 30% nas perdas de NT (ZHAO, Shuaixiang et al., 2020).

Figura 2 – Redução média de perda de NT e de emissões de GEE em função do (a) manejo da aeração e (b) da aplicação de aditivos na compostagem em relação a amostras controle



Fonte: (adaptado de CAO et al., 2019).

As perdas de nitrogênio no manejo dos dejetos, observadas nos valores de NT no início e fim da etapa, são um indicador a ser considerado para avaliação da eficiência ambiental do manejo. A consideração no uso desse indicador se fortalece nas dificuldades de medição direta de todos os gases nitrogenados (WANG, Yue et al., 2019). Além do mais, as perdas de N no tratamento exigirão maior quantidade de fertilizante mineral nos cultivos beneficiados com o uso do composto (KREIDENWEIS et al., 2021), elevando as emissões de GEE quando da aplicação no solo.

Assim, considerando o elevado potencial de reaproveitamento dos dejetos como fertilizante orgânico, em função do seu teor de nutrientes, as perdas de nitrogênio são indicador de impacto ambiental, mas também de valor do fertilizante produzido (AGYARKO-MINTAH; COWIE;

SINGH; et al., 2017; AGYARKO-MINTAH; COWIE; ZWIETEN; et al., 2017). Com a consequente perda de valor do fertilizante e danos diretos à saúde (CAO et al., 2019) e estando dentre os principais responsáveis pelo incômodo do odor (GU et al., 2018), as emissões de NH_3 são um segundo indicador a ser considerado em termos da eficiência ambiental no manejo.

O Quadro 1 apresenta dados de perda de NT e de emissão de amônia na compostagem de dejetos avícolas em ensaios que utilizaram esterco natural e cama de frango com uso ou não de substratos. Os teores de NT tendem a ser maiores no esterco natural e fresco na avicultura de postura, uma vez que não há incorporação de materiais lignínicos nem tempo de exposição no interior dos galpões, como ocorre nos casos da cama de frango e do esterco seco, respectivamente. Os valores de NT variaram de 27 a 65,9 g.kg^{-1} de esterco, enquanto as perdas do NT de 23,1 a 81,8% (Quadro 1).

Os dados do Quadro 1 mostram que as perdas de N na compostagem aumentam com a elevação do teor de NT inicial dos dejetos. Assim, quando os teores de NT foram da ordem de 27,5 e 33,3 e 32,9 g.kg^{-1} , são observadas perdas do NT da ordem de 23,1, 23,4 e 27,3%, respectivamente, mesmo em compostagem com mistura de materiais de elevada relação C/N. Por outro lado, quando os teores de NT iniciais eram de 65,9% (AUGUSTO, 2007; DIAS et al., 2010) as perdas elevaram-se a 51,5 e 55,3%. É possível observar ainda, no Quadro 1, valores de perdas de N da ordem de 48 a 53% na cama de frango com teor de NT de 49,1%, variável de acordo como o pH (DELAUNE et al., 2004).

Em relação aos valores de emissão de NH_3 , a literatura mostra convergência nos valores de 16 a 20% em relação ao NT no manejo dos dejetos, de cama ou esterco em compostagem ou estocagem em pilhas (MAHIMAIRAJA et al., 1994; WANG, Yue et al., 2019).

Quadro 1 – Perda de N e emissão de NH₃ na compostagem do esterco de aves sob diferentes condições do esterco, misturas, meio e revolvimento.

Fonte	Origem do esterco	Tratamento	Perda de N (%)	Emissão de NH ₃
Dias et al. (2010)	Esterco de aves, umidade de 38%, NT = 27,5 g.kg ⁻¹ , C/N = 9,72 e pH 9,64	Leiras revolvidas 4vz/semana, 1,5 m de alt, esterco + pó de serra, na proporção de 1:1, c umidade de 50-60%, por 210 dias	23,1	-
		Leiras revolvidas 4vz/semana, 1,5 m de alt, esterco + palha de café, na proporção de 1:1, c umidade de 50-60%, por 210 dias	64,3	-
Augusto (2007)	Esterco de aves, de 1 dia, sist aut, umidade 72,8%, 65,9 g.kg ⁻¹ de N	Leiras revolvidas 1 vz/semana, dejetos puros, sem adição de água	51,5	-
		Leiras revolvidas 1 vz/semana, esterco + pó de serra + bagaço de cana + água, na proporção de 65, 20, 10 e 5% respec.,	55,3	-
		Leiras revolvidas 1 vz/semana, esterco + pó de serra + bagaço de cana + água, na proporção de 58, 4, 4 e 34% respec.	23,4	-
Delaune et al. (2004)	Cama de frango (49,1 g.kg ⁻¹ de NT)	Leira revolvida uma vez por semana até 92 dias, umidade inicial de 60%, ph 7-8	48	80 g.m ²
		Leira revolvida uma vez por semana até 92 dias, umidade inicial de 60%, ph 8-8,5	53	380 g.m ²
Chen, Wei et al. (2017)	Esterco de aves, umidade de 75%, NT = 32,9 g.kg ⁻¹ , C/N = 11,77	In-vessel, esterco + pó-de-serra, na proporção de 1:0,3, c umidade de 60-70%, aerado, por 15 dias	27,3	-
Mahimairaja et al (1994)	Esterco fresco coletado sob gaiolas, 31,5% de ST, umidade de 68,5%, C/N = 8,47 e pH 6,5, NT = 54,3 g.kg ⁻¹	Incubado por 12 semanas in vitro com injeção de ar, umidade de 65%	51	20%
		Incubado por 12 semanas in vitro com injeção de ar; mistura com lascas de pinus, com relação C/N ≈ 10, com umidade de 65%	39	16%
Wang, Yue et al. (2019)	Média de vários ensaios de compostagem	Fator de emissão de amônia	-	16,21%
	Média de vários ensaios de estocagem em pilhas		-	20,1 %

Fonte: Autoria própria.

3.2.2 Impactos do manejo dos dejetos via digestão anaeróbia

Em análise de cenários sobre a efetividade do biogás em reduzir os impactos da emissão de GEE no manejo dos dejetos de animais, considera-se que taxas de recuperação dos dejetos produzidos, em função da sua dispersão na geração, constituem um indicador importante. As taxas de recuperação variam com o tipo de animal e com a concentração da geração dos dejetos em função do nível de confinamento (EKINCI et al., 2010). Para a produção de aves, a taxa de recuperação de dejetos aproxima-se de 99% (ELIÇİN et al., 2014; ERSOY; UGURLU, 2020). Por outro lado, a produção de biogás, em substituição ao tratamento por estocagem em pilha e aplicação no campo ou compostagem, tem demonstrado reduzir significativamente as emissões de GEE das granjas produtoras da avicultura (VALENTI; LIAO; PORTO, 2020). Além disso, a digestão anaeróbia torna irrelevantes as emissões de N₂O, como estabelecido pelo IPCC (2006a).

Na Índia, o tratamento dos dejetos para a produção de biogás poderá reduzir as emissões em 65%, e em até 17 vezes, se o biogás produzido for utilizado como GLP e gerar eletricidade e todo o biofertilizante for utilizado para a substituição de fertilizantes minerais (MAINALI; EMRAN; SILVEIRA, 2017). O estudo de Kreidenweis et al. (2021) analisou um balanço completo de emissões, considerando o carbono biogênico, a distribuição e o uso dos subprodutos. Quando o tratamento dos dejetos é destinado à produção de biogás, as emissões são menores em função, principalmente, da produção de eletricidade e do potencial de redução do consumo de fertilizantes. Por outro lado, a compostagem ocasiona maiores emissões, proporcionadas pelas altas perdas indiretas de N₂O, além das perdas de N do composto, diminuindo seu potencial de substituição de fertilizantes minerais. Na Turquia, a produção de metano, a partir dos dejetos animais, tem um potencial de atenuar as emissões de GEE na ordem de 1,13 % no total das emissões geradas no seu manejo (ERSOY; UGURLU, 2020).

A operação da unidade de biogás gera impactos associados à emissão de CH₄ em vazamentos no sistema de armazenamento do biogás, nas tubulações, no processo de queima e de manutenção, bem como no armazenamento de biofertilizante, cujas emissões estão relacionadas à fermentação incompleta no biodigestor, podendo produzir até 10% de gás residual (DANIEL-GROMKE et al., 2015; FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V., 2010; KREIDENWEIS et al., 2021; LIN et al., 2018). A investigação das emissões de GEE em plantas de biogás existentes, em todos componentes do sistema, desde o tratamento do biogás, geração de energia, armazenamento e uso do biofertilizante, mensuraram emissões entre 40 a 320 kg CO_{2e}.ton⁻¹ de resíduo (DANIEL-GROMKE et al., 2015). Essas emissões podem ser evitadas,

alcançando os menores níveis com controles adequados no armazenamento dos substratos, no tempo de retenção hidráulica, na cobertura dos tanques de armazenamento do biofertilizante, e no manejo adequado da compostagem do biofertilizante, quando não houver sua aplicação direta (DANIEL-GROMKE et al., 2015; FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V., 2010). Emissões significativas de amônia na digestão anaeróbia foram observadas apenas no tratamento de secagem do biofertilizante em elevadas temperaturas (DANIEL-GROMKE et al., 2015).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa se enquadra na linha de pesquisa desenvolvida pelo Laboratório de Gestão do Saneamento (Lagesa), que trata do Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos, dentro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

O Lagesa realiza parcerias e projetos de extensão com diversas organizações, tanto privadas como do poder público, o que possibilitou o desenvolvimento de diversas pesquisas nos últimos anos resultando em estrutura de dados e referências para que novas pesquisas sejam embasadas e contextualizadas, como é o caso da presente pesquisa.

O procedimento experimental foi desenvolvido em cinco etapas metodológicas, sendo que, na primeira etapa, a geração dos dejetos avícolas na área de estudo foi estimada possibilitando, na segunda etapa, calcular o potencial de produção de metano e respectivo potencial de geração de energia elétrica por meio da digestão anaeróbia. Na segunda etapa, ainda, levantou-se a oferta e demanda dos cosubstratos na área de estudo para tratamento via codigestão anaeróbia, considerando diferentes substratos. Em seguida, calculou-se os impactos ambientais decorrentes da compostagem (perdas de N e as emissões de NH_3 e de GEE) dos dejetos de aves na área de estudo, por ser o tratamento tradicional dos dejetos avícolas. Na quarta etapa, foram estimados os impactos ambientais da digestão anaeróbia, tendo como indicador as emissões de GEE, para fins de comparação com a compostagem. Por fim, na última etapa, foram analisados cenários, conservador e otimizado, para geração de energia elétrica a partir do metano produzido por meio da digestão anaeróbia de dejetos avícolas.

O Quadro 2 mostra a matriz de desenvolvimento da pesquisa para atingir seus objetivos, cujas etapas serão detalhadas em seguida.

Quadro 2 - Procedimento experimental para o desenvolvimento da pesquisa.

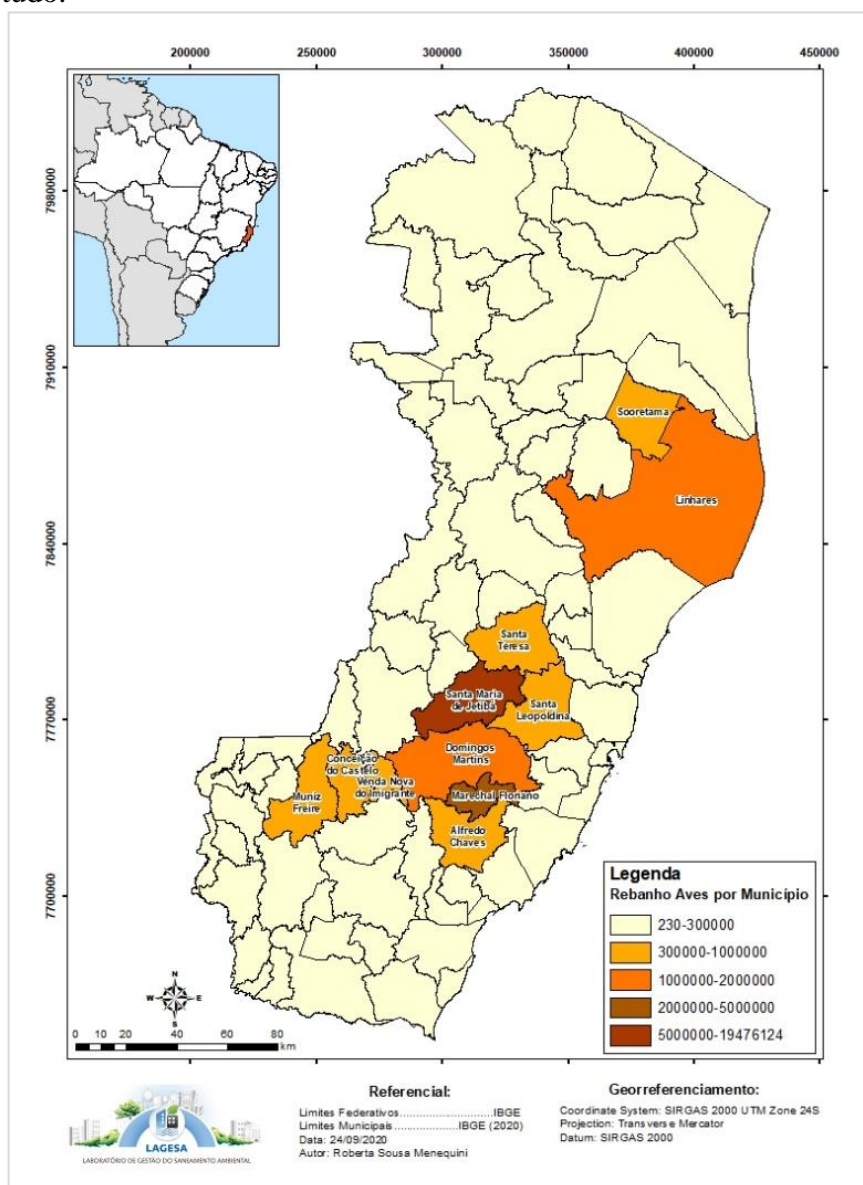
Etapa	Objetivo	Ferramenta	Fonte	Período	Termos de Busca
Etapa 1 – Caracterização dos dejetos avícolas gerados	Quantificar os dejetos gerados na avicultura por tipo de sistema de produção e manejo de dejetos	Mapeamento em imagens de alta resolução (INSTITUTO JONES DOS SANTOS NEVES, 2020); Uso de SIG e do software Excel para tabulação e uso dos dados coletados	Scopus e Base de dados de órgãos de controle da atividade avícola; Catálogos de fabricantes.	2007 a 2020	Digestão anaeróbia, biogas, esterco de aves, avicultura
Etapa 2 – Determinação do potencial de produção de metano e de energia, a partir da digestão anaeróbia de dejetos avícolas	Estimar o potencial de produção de metano e de geração de energia por meio da monodigestão anaeróbia e da codigestão anaeróbia, além de levantar a oferta e demanda de cosubstratos na área de estudo	Pesquisa bibliográfica com uso de ferramenta de código aberto, junto ao mapeamento bibliométrico, empregando programação em linguagem R (ARIA; CUCCURULLO, 2017)	Scopus e Web of Science	2015 a 2021	("anaerobic digestion" OR biogas OR bioenergy OR "digester stability" OR methan* OR "methanogenic activity"; AND "chicken litter" OR "chicken manure" OR "broiler litter" OR "poultry waste" OR "poultry litter" OR "Poultry manure"; AND codigestion OR codigestion OR cosubstrate OR mixing; AND NOT (biochar OR wheat AND straw OR pig OR hog)
		Levantamento de dados em bases oficiais	IBGE, ANP, EMBRAPA	2018 a 2020	
Etapa 3 – Determinação dos impactos ambientais da compostagem de dejetos avícolas	Estimar os impactos ambientais decorrentes da compostagem de dejetos avícolas (cenário atual)	Pesquisa bibliográfica com uso de ferramenta de código aberto, junto ao mapeamento bibliométrico empregando programação em linguagem R (ARIA; CUCCURULLO, 2017)	Scopus e Web of Science	2009 a 2021	("chicken litter" OR "chicken manure" OR "broiler litter" OR "poultry waste" OR "poultry litter" OR "Poultry manure" AND compost* OR stockpiling OR "anaerobic digestion" OR biogas AND "nitrogen loss*" OR ammonia OR "greenhouse gases" OR "GHG" OR "nitrous oxide" OR n2o) (emission OR pollution AND amônia OR nh3 OR nh4 OR ghg AND agric* OR "organic waste" OR compost AND "Geographical Information" OR "spatial analyses")
Etapa 4 - Determinação dos impactos ambientais da digestão anaeróbia de dejetos avícolas	Estimar os impactos ambientais decorrentes da digestão anaeróbia de dejetos avícolas	Pesquisa bibliográfica com uso de ferramenta de código aberto, junto ao mapeamento bibliométrico, empregando programação em linguagem R (ARIA; CUCCURULLO, 2017)		2016 a 2021	("chicken litter" OR "chicken manure" OR "broiler litter" OR "poultry waste" OR "poultry litter" OR "Poultry manure") AND (compost* OR stockpiling OR "anaerobic digestion" OR biogas) AND ("nitrogen loss*" OR ammonia OR "greenhouse gases" OR "GHG" OR "nitrous oxide" OR n2o)
Etapa 5 – Cenários de aproveitamento do potencial de metano, com os respectivos cálculos dos impactos ambientais evitados	Avaliar cenários de aproveitamento do potencial de metano e geração de energia elétrica, a partir da digestão anaeróbia e de evitamento dos impactos ambientais em relação ao cenário atual	Uso de SIG e do <i>software</i> Excel para tabulação e uso dos dados coletados nas etapas anteriores			

Fonte: Autoria propria

4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Para o desenvolvimento da pesquisa foi definida como área de estudo 11 municípios produtores de aves do estado do Espírito Santo/Brasil, que possuem significativa produção avícola, conforme demonstrado na Figura 3 e na Tabela 3. A área de estudo apresentou em 2018 população superior a 34 milhões de galináceos (IBGE, 2020).

Figura 3 – Mapa do Espírito Santo com a distribuição da população de galináceos por município na área de estudo.



Fonte: Autoria própria com base em IBGE (2020).

Em relação ao contexto nacional, no ano de 2018, o Espírito Santo ocupou a 4ª posição na avicultura de postura, sendo a 2ª na produção de ovos, quando se contabiliza a produção de codornas, e 13ª posição na avicultura de corte (IBGE, 2020).

Com relação ao tipo de avicultura, o município de Santa Maria de Jetibá, que possui a maior população de galináceos, juntamente com Santa Leopoldina e Santa Tereza possuem basicamente avicultura de postura, enquanto os outros municípios têm foco na avicultura de corte (Tabela 3).

Tabela 3 – População de galináceos, galinhas, frangos e outros e codornas no ES e por municípios produtores.

Estado/Municípios	Total de galináceos	Galinhas		Frangos e outros		Codornas
		Quantidade	%	Quantidade	%	Quantidade
Espírito Santo	36.420.141	20.553.404	56,4	15.866.737	43,6	3.542.655
Avicultura de corte						
Marechal Floriano	6.300.000	14.000	0,2	6.286.000	99,8	4.000
Domingos Martins	4.014.632	359.059	8,9	3.655.573	91,1	24.256
Linhares	1.264.844	30.185	2,4	1.234.659	97,6	40
Venda Nova do Imigrante	981.643	266.054	27,1	715.589	72,9	-
Conceição do Castelo	520.860	43.000	8,3	477.860	91,7	-
Alfredo Chaves	452.744	21.000	4,6	431.744	95,4	-
Muniz Freire	452.300	47.000	10,4	405.300	89,6	-
Sooretama	364.579	5.620	1,5	358.959	98,5	-
Jaguare	222.222	11.680	5,3	210.542	94,7	-
Castelo	178.000	24.000	13,5	154.000	86,5	-
Avicultura de postura						
Santa Maria de Jetibá	19.476.124	18.432.345	94,6	1.043.779	5,4	3.332.828
Santa Leopoldina	444.643	401.379	90,3	43.264	9,7	134.508
Santa Teresa	400.000	360.000	90,0	40.000	10,0	36.975

Fonte: Construído a partir de IBGE (2020).

Na presente pesquisa, apesar dos números de população de galináceos acima, provenientes de bases de dados oficiais, será feito levantamento mais detalhado, estratificado por tipo de sistemas de produção, com sua distribuição espacial. Dessa forma, serão conhecidos o quantitativo e a qualidade dos dejetos gerados na atividade avícola de forma bem mais próxima do real.

Ao final da execução de todas as etapas, foi possível criar um protocolo para o desenvolvimento dos cálculos aplicados na pesquisa em tela, visando sua aplicação em outras situações ou localidades. Considera-se o protocolo desenvolvido uma inovação, que será publicada em artigo específico.

4.2 ETAPA 1 – CARACTERIZAÇÃO DOS DEJETOS AVÍCOLAS GERADOS

A caracterização dos dejetos avícolas gerados na área de estudo teve como objetivo subsidiar a etapa seguinte, que é estimar os impactos ambientais decorrentes do tratamento que atualmente é aplicado aos dejetos (compostagem) de modo a ter um cenário base para fins de comparação com a solução da digestão anaeróbia em mono e em codigestão.

Para caracterizar os dejetos avícolas gerados na área de estudo, inicialmente foi realizado um mapeamento das unidades produtivas, de forma a se estimar a geração dos dejetos, a partir da população de aves por tipo de sistema de produção avícola, além do porte das unidades produtivas, conforme detalhado a seguir.

4.2.1 Mapeamento das unidades produtivas avícolas

Na execução dessa etapa, dentro da metodologia proposta de quantificação de dejetos gerados na avicultura no contexto deste estudo, todas as unidades produtivas (galpões) comerciais de avicultura, na área de estudo (Espírito Santo), foram identificadas e mapeadas com 4 vértices, utilizando-se de fotografias aéreas de alta resolução dos anos de 2012 a 2015 e imagens de satélite de alta resolução, obtidas nos anos de 2019 e 2020, todas constantes da base de Dados do Geobases (INSTITUTO JONES DOS SANTOS NEVES, 2020).

Durante o mapeamento, foi possível observar que os aviários possuem estrutura de cobertura facilmente identificável nas imagens de alta resolução, pois possuem dimensões típicas de comprimento bem superior à largura.

As unidades mapeadas foram classificadas em sistemas produtivos de postura automatizada (SPaut), postura californiana com alimentação automática (SPca), postura californiana com alimentação manual (SPcm), corte climatizado (SCpp) e corte não climatizados (SPpn).

Como apoio ao mapeamento, foram utilizados os dados cadastrais empregados pelo Instituto Estadual de Defesa Agropecuária e Florestal (IDAF), contendo informações das unidades produtivas, tipo de produção (corte ou postura), bem como as coordenadas geográficas das sedes das propriedades cadastradas. Além das características típicas dos galpões observadas na Figura 4, estruturas verticais para armazenamento de ração e ou extrusor do esterco gerado nos galpões automatizados, foram identificados nas imagens analisadas (Figura 4) e utilizadas para a classificação. Cada galpão mapeado ganhou um número código de propriedade a que pertence, utilizando-se critérios visuais de proximidade dos galpões e a sua distribuição no entorno dos eixos viários integrado às propriedades informadas no cadastro do IDAF.

Figura 4 – Exemplo de unidades produtivas de avicultura típica e sua identificação por imagens de satélite de alta resolução.



Fonte: IJSN (2020).

As informações coletadas forneceram uma base de dados detalhada, constituindo um inventário da produção avícola do ES, por tipo de manejo, que permitiu uma análise regional dos dados de população de aves, das estimativas da quantidade e qualidade dos dejetos gerados, das perdas de nitrogênio, emissões de amônia, GEE bem como do potencial de metano para cada tratamento.

A partir do código de propriedade, todos os dados acima calculados puderam ser agregados por unidades produtivas e por sistemas de produção, de forma regionalizada, utilizando as ferramentas de agregação de feições em SIG (sistema de informações geográficas) utilizando o software Quantum GIS, integrado a uma planilha criada no *software* Excel.

4.2.2 Estimativa dos dejetos avícolas gerados

Após o mapeamento e classificação de todas as unidades produtivas, para o cálculo da geração estimada de dejetos avícolas foi considerado que o porte das unidades produtivas é proporcional à dimensão de seus telhados. As unidades produtivas mapeadas tiveram as áreas de telhado aferidas por meio de SIG, com o conseqüente cálculo do número de aves para avicultura de corte (N_{Ac}) e o número de aves para a avicultura de postura (N_{Ap}), utilizando as Equações 1 e 2, respectivamente.

$$N_{Ac} = D_{av} \times (L - 2,40) \times (C - (2,40 \text{ ou } 3,20)) \quad (\text{Eq. 1})$$

$$N_{Ap} = Q_{av_m} \times n^{\circ} \text{ de pisos} \times C - 5 \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

D_{av} = densidade espacial de aves (aves.m⁻²);

Q_{av} = quantidade de aves por m linear por piso da estrutura de gaiolas.

$(L - 2,40)$ = largura do galpão menos 2,40m. Os 2,40 metros subtraídos correspondem a estruturas do telhado externo e paredes;

$(2,40 \text{ ou } 3,20)$: distância para galpões climatizados ou não climatizados, respectivamente;

$(C - 5)$ = comprimento do galpão menos 5 (m); os 5 metros subtraídos correspondem a estruturas internas do galpão utilizados para coleta de ovos, recolhimento de esterco e telhado.

No sistema SPcm há 1 piso apenas (MAZZUCO et al., 2016); no SPca e no SPaut, o nº de pisos varia de 3 a 6 pisos em estrutura piramidal e 4 a 8 pisos em estrutura vertical, respectivamente (KILBRA, 2020), produzindo maiores ou menores volumes de dejetos em função do número de pisos. Para o cálculo da população de aves foram adotados os valores medianos de 5 e 6, respectivamente.

O Quadro 3 apresenta as informações dos sistemas de produção classificados, bem como os dados utilizados para a estimativa da geração de dejetos em kg.ave⁻¹.dia⁻¹, calculados a partir da densidade de aves (ave.m⁻²) nos sistemas de corte e do número por metro linear (ave.m⁻¹) multiplicado pelo comprimento dos galpões nos sistemas de postura.

Com os dados de densidade de aves por sistema de produção, da largura e do comprimento dos galpões, e de qualidade do dejetos (esterco fresco, esterco seco ou se cama de aviário), em função do tipo de manejo e sistema de coleta, bem como a quantidade gerada de dejetos.ave⁻¹, foi então estimada a geração de dejetos por tipo de sistema de produção, por unidade produtiva e ainda sua distribuição espacial.

As referências utilizadas para o cálculo de geração de dejetos (AUGUSTO, 2007; FUKAYAMA, 2008) não divergem de forma preponderante das literaturas recentes e, além disso, trouxeram a caracterização do manejo e dos dejetos gerados para os sistemas de produção conforme classificados no estudo em tela, o que não foi encontrado na literatura mais recente de forma tão representativa. Assim, apesar do longo tempo dos estudos citados, considerou-se que o uso dos seus resultados atende aos requisitos da análise proposta.

Quadro 3 – Parâmetros adotados para quantificação dos dejetos avícolas a partir da identificação das unidades produtivas no Espírito Santo.

Tipo de sistema	Corte		Postura		
	SCpn ¹	SCpp	SPcm	SPca	SPaut
Acondicionamento e alimentação	Piso		Alimentação Manual	Alimentação automática	Gaiolas em disposição vertical
Dav ^a (aves.m ²)	12	14,6	-	-	-
Qav _m ^b (n° de aves.m linear ⁻¹ . piso ⁻¹)	-	-	(13,9.L ^c - 9,29) ^c	(25,11.L - 59,18) ^d	(8,52.L - 12,3) ^c
Coleta do resíduo	Manual ou mecânica		Manual ou mecânica após até 260 dias de acúmulo		Por esteira diariamente
Tipo de Dejeto	Cama	Cama	Esterco Natural seco		Esterco Natural Fresco
Pdej _{av} ^c (kgCF.cab ⁻¹ .ciclo ⁻¹ ou kg.ave ⁻¹ .dia ⁻¹)	1,33^a	1,33^a	0,03^b	0,03^b	0,1^b
Sólidos Totais (%)	78,4^a	78,4^a	91,6^b	91,6^b	27^b

Legenda: ¹: SPaut: sistemas produtivos de postura automatizada; SPca: postura californiana com alimentação automática; SPcm: postura californiana com alimentação manual; SCpp: corte climatizado e SCpn: corte não climatizados;

(a) Dav = densidade de aves nos galpões de corte; (b) Qav_m = quantidade de aves por metro linear de galpão de postura em cada piso; (c) L = Largura do galpão; (d) no caso do sistema de produção californiano com alimentação automática e postura automatizada, utilizou-se uma média de 5 e 6 pisos, respectivamente; (e) dej_{av} = produção de dejetos por ave.

Fonte: (a) Fukayama (2008), (b) Augusto (2007); (c) baseado em Mazzuco et al.(2016) e (d) baseado em KILBRA (2020).

A estimativa da geração de dejetos avícolas foi realizada segundo a Equação 3, sendo considerados nos cálculos anuais o ciclo de 45 dias de produção a cada 60 dias, ou 273 dias.ano⁻¹, num total de 6 ciclos anuais para a produção de corte e 360 dias.ano⁻¹ para a avicultura de postura.

$$P_{dejetos} = \sum \frac{N_{Ac} \text{ (ou } N_{Ap}) \times P_{dej.ave}^{-1}}{1000} \times (6 \text{ ou } 360) \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

P_{dej} = produção de dejetos por população de aves de corte ou postura (ton.ano⁻¹);

6 = número de ciclos por ano de produção no sistema de corte (ciclos.ano⁻¹);

360 = número de dias por ano de produção no sistema de postura (dias.ano⁻¹).

4.3 ETAPA 2 – DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS

A presente pesquisa propõe a digestão anaeróbia como tratamento alternativo à compostagem dos dejetos avícolas visando o aproveitamento energético, além do aproveitamento apenas como fertilizante orgânico. Sendo assim, a fim de demonstrar o potencial da digestão anaeróbia como alternativa ao tratamento dos dejetos, na primeira etapa estimou-se o volume de dejetos gerados de acordo com suas características por tipo de sistema de produção e, na presente etapa, foram estimados os potenciais de metano e produção de energia via monodigestão anaeróbia e via codigestão com cosubstratos presentes na área de estudo.

4.3.1 Potencial de produção de metano a partir da monodigestão anaeróbia

O potencial de metano adotado para a monodigestão anaeróbia foi de $199 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ para cama de frango (ESPINOSA-SOLARES *et al.*, 2009) e de $72,8$ e $121,5 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ para esterco fresco e seco, respectivamente (AUGUSTO, 2007). Dessa forma, o cálculo do potencial de metano foi feito multiplicando-se o volume de dejetos gerados em ton pelos potenciais acima informados.

4.3.2 Potencial de produção de metano a partir da codigestão anaeróbia

O potencial de produção de metano da codigestão anaeróbia foi calculado considerando cosubstratos existentes na área de estudo, sendo resíduos de alimentos (RAV) e efluente suíno (Efs); resíduos de corte de grama (Gr) e efluente suíno (POULSEN; ADELARD, 2016) e glicerina G40 (Glic) (SCHWINGEL *et al.*, 2019) para o esterco fresco ou seco, e vinhoto para a cama de frango (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013).

As relações de proporção das misturas de dejetos avícolas e cosubstratos, bem como o teor de SV e DQO para o cálculo do potencial de produção de metano foram levantados por meio de revisão de literatura conforme apresentado no Quadro 4.

Quadro 4 – Cosubstratos, proporções em relação aos dejetos de aves, SV e DQO das misturas e potencial de produção de metano.

Dejeto avícola	Esterco Fresco (ou seco)			Cama de frango	
	RAv + Efs ⁶	Gr + Efs ⁶	Glic ⁷	Vinhoto ⁸	
Cosubstrato					
Proporção esterco ou cama de frango / cosubstrato	71 : 22 : 7 ¹	32 : 24 : 44 ¹	97,4 : 2,6 ³	60 : 40 ²	40 : 60 ²
Proporção calculada para 1 ton de SV de dejeto ⁴	4,76 (1,35) ton Ef (Es)	4,76 (1,35) ton Ef (Es)	4,76 (1,35) ton de Ef (Es)		
	1,53 ton Rav	6,99 ton Gr	25,70 (31,73) ton água	-	-
	1,91 ton Efs	26,68 ton Efs	0,080 (0,099) ton de G40		
	[8,20 (4,78) ton]	[38,43 (35,01) ton]	[30,54 (33,18) ton]		
Proporção calculada para 1 ton de dejeto avícola ⁵	1 ton de Ef (Es)	1 ton de Ef (Es)	1 ton de Ef (Es)	1 ton de CF	1 ton de CF
	0,32 (1,13) ton de Rav	1,47 (5,18) ton de Gr	6,94 (23,54) ton de água	3,86 m ³ de água	3,86 m ³ de água
	0,4 (1,14) ton de Efs	5,62 (19,8) ton Efs	0,022 (0,073) ton de G40	2,43 m ³ de Vinhoto (6,07 m ³)	5,46 m ³ de Vinhoto (9,1 m ³)
SV na mistura (kg.ton ⁻¹)	148	86,8	23,1	-	-
DQO na mistura (kg.m ⁻³)	-	-	-	45	55
CH ₄ (L.kg ⁻¹ SV)	410	523	1058,9	-	-
CH ₄ (m ³ .kg ⁻¹ DQO)	-	-	-	0,54	0,56

Legenda: ¹Proporção baseada em SV (sólidos voláteis); ²em DQO (demanda química de oxigênio); ³em ST (sólidos totais); ⁴cálculos baseados nas composições dos dejetos conforme cada estudo, adaptando-se o peso do dejeto em função do teor de sólido voláteis para o esterco fresco (e seco entre parênteses); ⁵volume do substrato de CF diluída e peneirada com 2,3% ST (AIRES *et al.*, 2008) foi utilizado no cálculo e o teor de SV da cama de frango não foi informado; Ef = esterco fresco; Es = esterco seco; RAv = resíduos de alimentos vegetais; Efs = efluentes de suínos; Gr: grama cortada; OC: óleo de cozinha + emulsificante; Vinh = vinhoto; CF = cama de frango. ⁶Poulsen & Adelard (2016); ⁷Schwingel et al. (2019); ⁸Sharma; Espinosa-Solares & Huber (2013).

Os cosubstratos apresentados no Quadro 4 foram definidos em função da sua disponibilidade na área de estudo, com exceção da glicerina, que é disponível em estados vizinhos, pois a área de estudo não possui usinas de biodiesel. Porém, apesar de ser um cosubstrato a ser obtido de fontes mais distantes, suas proporções na mistura são menores em função da alta concentração de ST.

Considerando a variabilidade da composição dos dejetos avícolas e a natureza exploratória do presente estudo, as misturas de dejetos avícolas e cosubstratos (nomeados como substratos) nas proporções apresentadas no Quadro 4 não terão os valores de SV ou DQO determinados por ensaios laboratoriais, sendo adotados os valores reportados na literatura consultada. Assim, os cálculos dos potenciais de produção de metano para cada substrato serão realizados segundo as Equações 4 a 8.

Substrato 1 (Sb1): codigestão anaeróbia entre Efresco (1 ton) + RAv (0,32 ton) + Efs (0,40 ton), total de 1,721 ton, ou entre Esecos: (1 ton) + RAv (1,13 ton) + Efs (1,14 ton), total de 3,548 ton:

$$P_{bio}Sb1 (m^3CH_4) = Sb1 (ton) \times 148 kgSV. ton^{-1} \times 410 m^3CH_4. kg^{-1}SV/1000 \quad (Eq. 4)$$

Substrato 2 (Sb2): codigestão anaeróbia entre Efresco (1 ton) + Gr (1,47 ton) + Efs (5,62 ton), total de 8,070 ton, ou entre Esecos (1 ton) + Gr (5,18 ton) + Efs (19,8 ton), total de 25,980 ton:

$$P_{bio}Sb2 (m^3CH_4) = Sb2 (ton) \times 86,8 kgSV. ton^{-1} \times 523 m^3CH_4. kg^{-1}SV \quad (Eq. 5)$$

Substrato 3 (Sb3): codigestão anaeróbia entre Efresco (1 ton) + água (6,94 ton) + Glicerina G40 (0,022 ton), total de 7,961 ton, ou entre Esecos (1 ton) + água (23,54 ton) + Glicerina G40 (0,073 ton), total de 24,617 ton:

$$P_{bio}Sb4 (m^3CH_4) = Sb4 (ton) \times 23,1 kgSV. ton^{-1} \times 1.058,9 m^3CH_4. kg^{-1}SV \quad (Eq. 6)$$

Substrato 4 (Sb4): codigestão anaeróbia entre CF (1 ton) + água (3,86m³) + vinhoto (2,43 m³), total de 6,070 m³:

$$P_{bio}Sb5 (m^3CH_4) = Sb5 (m^3) \times 45 kgDQO. m^{-3} \times 540 m^3CH_4. kg^{-1}DQO \quad (Eq. 7)$$

Substrato 5 (Sb5): codigestão anaeróbia entre CF (1 ton) + água (3,86m³) + vinhoto (5,46 m³), total de 9,1 m³:

$$P_{bio}Sb6 (m^3CH_4) = Sb6 (m^3) \times 55 kgDQO. m^{-3} \times 560 m^3CH_4. kg^{-1}DQO \quad (Eq. 8)$$

Baseado nas proporções entre SV e tonelada dos dejetos avícolas e de cosubstratos, apresentadas nas linhas 3 e 4 do Quadro 4, calculou-se a demanda de cosubstratos. Levantamento de dados secundários de fontes estatísticas (Quadro 5) permitiu estimar a oferta de cosubstratos por município e região. O balanço entre a demanda e a oferta dos cosubstratos foi agregada por sub-região, criando-se um índice de disponibilidade (*Ind*).

O *Ind* inferior a 1 (um) significa que a demanda é superior à oferta. Por outro lado, quanto maior o valor do *Ind*, maior a oferta em relação à demanda, aumentando a viabilidade do

aproveitamento energético em codigestão anaeróbia. Além de apresentarem elevada produtividade, esses cosubstratos precisam ser abundantes, para resolver uma importante restrição à adoção da codigestão anaeróbia, que é a oferta de cosubstratos (KANANI et al., 2020), uma vez que a distância eleva o custo de transporte dos cosubstratos e a oferta sazonal são de extrema importância para a viabilidade econômica das plantas de biogás que operam em codigestão anaeróbia (LI et al., 2017).

Quadro 5 – Metodologia para estimativa da disponibilidade dos cosubstratos na área de estudo

Cosubstrato	Método de estimar oferta	Fontes
Resíduos vegetais	ES gera 221,7 g.hab ⁻¹ .dia ⁻¹ de RSU; adotou-se 35% do RSU, ou 77,6 g/hab/dia como resíduo vegetal, e calculou-se a partir da população municipal	(IBGE, 2019a; SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2019)
Efluente suíno	Calculou-se a distribuição de categorias do rebanho a partir do rebanho municipal de suínos e a geração de efluente líquido diário por categoria	(DARTORA; PERDOMO; TUMELERO, 1998; IBGE, 2020; INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA-IMA, 2021)
Gramma	Adotou-se 25,3 ton.ha ⁻¹ de MS em áreas de pastagem por município. O teor de 18,9% de MS na grama (Poulsen e Adelard, 2016) se equipara ao do capim fresco (Pardang, 2020)	(ESPÍRITO SANTO, 2018; MENDONÇA; RASSINI, 2006)
Glicerina	Da produção anual de Glicerina, adotou-se densidade de 1,26 kg.m ⁻³ e concentração de glicerol de 65,8%, e calculou-se o quantitativo de glicerina G40	(ANP, 2021; SCHWINGEL et al., 2019; THOMPSON; HE, 2006)
Vinhoto	Adotou-se a produção de 9 e 12 L de vinhoto para cada L de aguardente e etanol, respectivamente, e calculou-se a partir da produção municipal	(ANP, 2021; CRUZ et al., 2013; IBGE, 2019b)

4.3.3 Potencial de geração de energia elétrica a partir do metano produzido na monodigestão anaeróbia e na codigestão anaeróbia

O potencial de geração de energia elétrica foi obtido a partir do poder calorífico inferior do metano, o que permitiu estimar a capacidade de usinas de geração elétrica por meio das Equações 9 e 10 (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V., 2010; SCARLAT et al., 2018).

$$E = P_{CH_4} \times P_{ci_{CH_4}} \quad (\text{Eq. 9})$$

Onde:

E é o potencial de produção de energia a partir do metano em KWh;

P_{bio} é o potencial de metano em m³.ano⁻¹ e

$P_{ci_{CH_4}}$ é o poder calorífico inferior do metano, correspondente a 9,97 kWh.m⁻³.

$$C_{usinas} = E \times 35\% \div 7500 h \quad (\text{Eq. 10})$$

Onde:

C_{usinas} é a capacidade de geração elétrica das usinas de biogás em kWe;

35 % é a eficiência na produção de eletricidade a partir do metano e 7500 h é o tempo de operação anual das usinas (SCARLAT et al., 2018).

4.4 ETAPA 3 – DETERMINAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA COMPOSTAGEM DE DEJETOS AVÍCOLAS

Com o objetivo de estimar os impactos ambientais do cenário atual de tratamento dos dejetos avícolas, e com base na geração calculada na primeira etapa, foram quantificados os indicadores: perda de nitrogênio, emissão de amônia e emissões de GEE, considerados entre a saída do dejetos das unidades produtivas até a sua aplicação no solo.

As perdas de nitrogênio, seja por lixiviação ou por emissão gasosa, são as causas dos principais impactos ambientais associados a compostagem, ocasionando emissão de odor, emissão de GEE e a contaminação de aquíferos por nutrientes (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). Já a emissão da amônia é responsável pela emissão de odores na compostagem (WANG, Xuan et al., 2018; WANG, Yue et al., 2019).

A seguir são apresentados os métodos adotados para o cálculo dos indicadores dos impactos ambientais avaliados no cenário atual.

4.4.1 Perda de nitrogênio e emissão de amônia na compostagem

O cálculo das perdas de nitrogênio e emissão de amônia do tratamento com compostagem serão baseados em dados reportados na literatura, sem contabilizar as emissões internas dos galpões ou aquelas relacionadas à aplicação dos dejetos tratados no solo, conforme Tabela 4.

Tabela 4 – Produção de dejetos, teor de NT dos dejetos e respectivas perdas de nitrogênio e fator de emissão de amônia de acordo com o tipo de manejo.

Atividade	Corte		Postura			
	Cama de frango		Esterco seco		Esterco fresco	
Manejo da produção						
Manejo do dejetos	CSM ¹	Estoque em pilhas	CSM	CCM ²	CSM	CCM
$P_{dejetos}$ (kg.ave ⁻¹ .dia ⁻¹)	0,022 ^a		0,03 ^b		0,1 ^b	
NT no dejetos (kg.ton ⁻¹)	49,1 ^c		33,3 ^b		65,9 ^b	
$N_{perdido}$ a partir do NT (%)	50,5 ^c		27,3 ^d	23,4 ^b	51,5 ^b	55,3 ^b
FE_{NH_3-N} (% do NT) ³	0,1621 ^e	0,2010 ^e	0,1621 ^e			

Legenda: (1) CSM: compostagem sem mistura; (2) CCM: compostagem com mistura; (3) FE_{NH_3-N} : fator de emissão de amônia.

Fonte: (a) baseado em Fukayama (2008); (b) Augusto (2007); (c) valores médios de Delaune et al. (2004); (d) Kithome et al. (1999); (e) Chen et al. (2017) e (e) Wang et al. (2019).

Dessa forma, a perda de nitrogênio (N_{perda}) e a emissão de amônia (NH_3) na compostagem e em toneladas foram calculadas a partir das Equações 11 e 12, respectivamente.

$$N_{perda}(ton) = P_{dejetos}(ton.ano^{-1}) \times NT_{dejeito} \times N_{perdido}(\%) \times 1000 \quad (Eq. 11)$$

$$NH_{3emitida}(ton) = P_{dejetos}(ton.ano^{-1}) \times NT_{dejeito} \times FE_{NH_3-N} \times 1,21589 \quad (Eq. 12)$$

Onde:

1,21589 é o fator de correção do NH_3-N para NH_3 .

4.4.2 Emissões de GEE na compostagem

Foram consideradas emissões de GEE na compostagem: a emissão direta de metano (CH_4) e de gases de óxido nitroso (N_2O) diretas e indiretas (de NH_3 e NO_x), conforme Equação 6, baseado em naq metodologia do IPCC (2006a).

$$GEE_{compostagem} = \sum_{s,m,t} CH_{4s,m,t} + CpN_2O_{dir,s,m} + CpN_2O_{ind,s,m} \quad (Eq. 6)$$

Onde:

$GEE_{compostagem}$ são as emissões em de GEE em $ton.ano^{-1}$ de CO_{2e} dos dejetos tratados em compostagem. Os valores de emissão de CH_4 e N_2O serão multiplicados pelo seu potencial de aquecimento global em CO_{2e} , ou seja $CH_4 = 28$ e $N_2O = 265$ (IPCC, 2014);

$CH_{4m,s,t}$ são as emissões de metano para o sistema de produção s , no manejo de compostagem m , sob climas com temperatura t (amena ou quente), similares à da área de estudo, em $ton CH_4.ano^{-1}$;

CpN_2O_{dir} são as emissões diretas de óxido nitroso no manejo da compostagem m , em $ton N_2O.ano^{-1}$;

CpN_2O_{ind} são as emissões indiretas de óxido nitroso no manejo da compostagem m , em $ton N_2O.ano^{-1}$.

As emissões de metano da compostagem ($CH_{4m,s,t}$) foram calculadas utilizando-se a Equação 7.

$$CH_{4s,m,t} = \sum_{s,m,t} (FE_1 \cdot n_{s,m,t}) \div 10^3 \quad (Eq. 7)$$

Onde:

FE_1 é o fator de emissão de metano, em kg de $CH_4 \cdot cab^{-1} \cdot ano^{-1}$, dos dejetos gerados pela população de aves n , criadas no sistema de produção s , cujos dejetos são submetidos ao sistema de compostagem m , sob o clima com temperatura t , similar à da área de estudo.

O fator de emissão (FE_1) foi calculado para o quantitativo de sólidos voláteis (SV) contido nos dejetos avícolas gerados, e o seu potencial máximo de metano (Bo), conforme a Equação 13.

$$FE_1 = (SV_{s,m,t} \times 365) \times [Bo \times 0,67 kg \cdot m^{-3} \times \sum_{m,t} \frac{FCM_{m,t}}{100}] \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

$SV_{s,m,t}$ é o teor de sólidos voláteis diário excretado pelo rebanho, em $kg \cdot cab^{-1} \cdot dia^{-1}$;

Bo = máximo potencial de metano, em m^3 de $CH_4 \cdot kg^{-1} SV$ excretado;

0,67 = fator de conversão de m^3 de CH_4 para kg de CH_4 ;

$FCM_{m,t}$ = fator de conversão de metano para cada sistema de manejo de compostagem m , no clima de temperatura t , similar à da área de estudo, que reflete a porção de Bo do esterco gerado por tipo de sistema de produção s , manejo de compostagem m , no clima de temperatura t , similar à da área de estudo, efetivamente convertida em metano.

Para o cálculo das emissões de óxido nitroso (N_2O), diretas e indiretas (por volatilização de NH_3 e NO_x), no tratamento dos dejetos avícolas via compostagem serão utilizadas as Equações 14 e 15, respectivamente.

$$CpN_2O_{dir,s,m} = n \times (Nex \times f_{Ndej}) \times FE_3 \times 44 \div 28 \quad (\text{Eq. 14})$$

Onde:

$n_{s,m}$ = população de aves submetida ao sistema de manejo s , cujos dejetos são submetidos ao sistema de manejo m ;

Nex = excreção média anual de nitrogênio por ave submetida ao sistema de produção s , em kg de $N \cdot cab^{-1} \cdot ano^{-1}$;

f_{Ndej} = fração do nitrogênio excretado pela população de aves n que é disponibilizada nos dejetos a serem tratados no sistema de manejo m ;

FE_3 = Fator de emissão direta que calcula a proporção no nitrogênio dos dejetos que são perdidos na forma de N_2O , em kg de $N_2O \cdot N \cdot cab^{-1} \cdot ano^{-1}$;

44/28 = conversão de emissão de (N₂O_N) para emissão de N₂O.

$$CpN_2O_{ind_{s,m}} = n \times (Nex \times f_{Ndej}) \times f_{gas_{s,m}} \times FE_4 \times 44 \div 28 \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

$f_{gas_{s,m}}$ = fração do N do esterco gerado no sistema de produção s e manejado no sistema de compostagem m que é volatilizado como NH₃ e NO_x;

FE₄ = Fator de emissão de N₂O da deposição do N na superfície de solos e água, em kgN₂O_N.(kg NH₃_N + kgNO_x_N volatilizado)⁻¹.

Os valores das fórmulas supracitadas segundo dados do IPCC são expostos na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros utilizados para o cálculo das emissões de GEE.

Atividade	Corte		Postura			
	Cama de frango		Esterco seco		Esterco fresco	
Manejo da produção						
Manejo do dejetto avícola	CSM ¹	Estoque em pilhas	CSM	CCM ²	CSM	CCM
SV (kg.ave ⁻¹ .dia ⁻¹)	0,013 ^a		0,022 ^b		0,0211 ^b	
B _o (m ³ .kg ⁻¹ SV)	0,338 ^a		0,214 ^b		0,380 ^b	
FCM ₁ CH ₄ temp amenas (%)	1,5 ^c		1,5 ^c		1,5 ^c	
Nex.f _{Ndej} (kg N.ave ⁻¹ .dia ⁻¹)	0,0011 ^d		0,001 ^b		0,00659 ^b	
FE ₃ (kgN ₂ O_N.kgNT _{dejetto} ⁻¹)	0,001 ^c	0,01 ^c			0,001 ^c	
f _{gasMS} (NH ₃ + NO _x) (%)	0,3371 ^e	0,376 ^e			0,3371 ^e	
FE ₄ (kgN ₂ O_N (kgNH ₃ _N + NO _x _N volatilizado) ⁻¹)	0,01 ^c				0,01 ^c	

Legenda: ¹Compostagem sem mistura; ²Compostagem com mistura;

Fonte: (a) baseado em Fukayama (2008); (b) baseado em Augusto (2007); (c) IPCC (2006a); (d) Delaune et al. (2004) e (e) Wang et al. (2019).

Os resultados das estimativas de perdas de nitrogênio, emissões de amônia e GEE, calculados a partir das Equações 11 a 14, são apresentados por tipos de sistema produtivo, tipo de manejo e por meio de distribuição espacial, sendo detalhados por sub-regiões que congregam os municípios por sistema de produção.

As emissões gasosas relacionadas ao transporte e armazenamento não foram calculadas. Tais emissões gasosas, no entanto, podem ser consideradas em estudos adicionais de viabilidade de implantação de unidades de tratamento com digestão anaeróbia em comparação com as existentes atualmente para compostagem.

4.5 ETAPA 4 - DETERMINAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS

A fim de demonstrar o potencial de atenuação dos impactos ambientais do tratamento alternativo em relação ao cenário atual, na etapa anterior estimou-se os impactos gerados na compostagem (cenário atual) e, na presente etapa, foram estimados os impactos ambientais da monodigestão anaeróbia e da codigestão anaeróbia. Os impactos aqui estimados foram apresentados por tonelada de dejetos e aplicados em dois cenários (conservador e otimizado) a serem explicitados na próxima etapa.

Ressalta-se que as perdas de nitrogênio e as emissões de amônia no tratamento de digestão anaeróbia nos cenários propostos nas etapas seguintes são consideradas insignificantes (DANIEL-GROMKE et al., 2015; LIN et al., 2018). Portanto, a determinação dos impactos ambientais decorrentes da digestão anaeróbia se concentra na estimativa da emissão de GEE.

As emissões de GEE da digestão anaeróbia foram calculadas com base na tonelada de MS dos substratos utilizados conforme descrito na etapa 2. No caso da monodigestão o teor de MS considerado foi de 27, 91,6 e 78,4% para total dos dejetos aproveitados do SPaut, SPca e SPcm e SCpp e SCpn, respectivamente. Na codigestão anaeróbia, em cada substrato (Sb1 a Sb5) a MS é formada pela mistura dos dejetos avícolas com os cosubstratos. Em todos os casos de digestão anaeróbia foi considerada a emissão de 180 kg CO_{2e} por tonelada de matéria seca, o valor de emissão mediano encontrado por Daniel-Gromke et al. (2015).

4.6 ETAPA 5 – ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS DE APROVEITAMENTO DO POTENCIAL DE METANO E DE PRODUÇÃO DE ENERGIA, COM OS RESPECTIVOS CÁLCULOS DOS IMPACTOS AMBIENTAIS EVITADOS

Com o intuito de avaliar o potencial da digestão anaeróbia dos dejetos de aves na geração de energia e de minimizar os impactos ambientais gerados no tratamento tradicional dos dejetos avícolas, denominado cenário atual, foram elaborados 2 cenários, conservador e otimizado, descritos a seguir, considerando o aproveitamento global dos dejetos avícolas em codigestão e monodigestão anaeróbia de acordo com o melhor aproveitamento potencial.

O Cenário conservador foi construído considerando o aproveitamento de 40% dos dejetos avícolas das unidades produtivas com plantel superior a 100.000 aves em codigestão anaeróbia. Assim, o potencial de CH₄ utilizado no cálculo do potencial de geração de energia elétrica foi

calculado com a opção de maior potencial de metano dos cosubstratos com *Ind* superior a 1 nas sub-regiões do Estudo.

O Cenário otimizado abrangeu o melhor aproveitamento do total dos dejetos das unidades produtivas que possuem potencial para geração elétrica superior a 50 kWe a partir do metano, em monodigestão ou codigestão anaeróbia, o que for maior, quando o *Ind* for superior a 1.

Na aplicação dos cenários, foram utilizados os ensaios apresentados na literatura e a oferta regionalizada dos seguintes cosubstratos existentes na área de estudo: resíduos de alimentação + efluente suíno, grama + efluente suíno, glicerina e vinhoto. O levantamento da oferta dos cosubstratos foi realizado considerando as sub-regiões que congregam os municípios de maior rebanho e somado àqueles no entorno que possuam dominância com o mesmo tipo de sistema, sendo Santa Maria de Jetibá, Domingos Martins, Marechal Floriano, Venda Nova do Imigrante e Linhares.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ETAPA 1 – CARACTERIZAÇÃO DOS DEJETOS AVÍCOLAS GERADOS

A metodologia aplicada, por meio do mapeamento das áreas de telhados dos aviários, permitiu a comparação entre os sistemas de produção, em relação aos parâmetros calculados de população de aves, produção de dejetos e das perdas, emissões gasosas e impactos no manejo dos dejetos gerados. Assim, cada parâmetro pôde ser quantificado por área de galpão por sistema de produção, conforme pode ser observado na Tabela 6 - População de aves, geração de dejetos e emissões na fase de tratamento dos dejetos no cenário atual, médias por 1.000 m² de galpão, gerando como indicador de cada parâmetro por 1.000 m² de área de galpão.

Tabela 6 - População de aves, geração de dejetos e emissões na fase de tratamento dos dejetos no cenário atual, médias por 1.000 m² de galpão

Variáveis Calculadas	SPaut ¹	SPca	SPcm	SCpp	SCpn
População de aves.ano ⁻¹	44.509	18.803	12.690	12.285	9.621
Produção de esterco fresco (ton.ano ⁻¹)	1.602	-	-	-	-
Produção de esterco seco (ton.ano ⁻¹)	-	203	137	-	-
Produção de cama de frango (ton.ano ⁻¹)	-	-	-	100	79

¹Sistemas de produção: SPaut; postura automatizada; SPca; postura californiana com alimentação automática; SPcm; postura californiana com alimentação manual; SCpp; corte em galpões climatizados e SCpn; corte em galpões não climatizados (SCpn)

Fonte: Autoria própria.

A metodologia aplicada para quantificar os dejetos gerados na avicultura mapeou um total de 2.085 unidades produtivas, ou galpões de produção, que ocupam 2,242 milhões de m² de área, envolvendo toda a população da avicultura de postura e corte comercial da área de estudo (Tabela 7).

Tabela 7 - População de aves e geração de dejetos avícolas na área de estudo.

Variáveis Calculadas	SPaut ¹	SPca	SPcm	SCpp	SCpn	Total
População de aves (mil cab.)	17.198	2.926	5.508	2.920	9.845	38.397
Unidades produtivas (galpões)	266	161	715	94	837	2.073
Área (m ²)	386.397	155.610	438.157	237.665	1.023.244	2.236.974
Total de dejetos (ton.ano ⁻¹)	619.128	31.600	60.036	23.299	78.564	812.079

¹Sistemas de produção: SPaut; postura automatizada; SPca; postura californiana com alimentação automática; SPcm; postura californiana com alimentação manual; SCpp; corte em galpões climatizados e SCpn; corte em galpões não climatizados (SCpn)

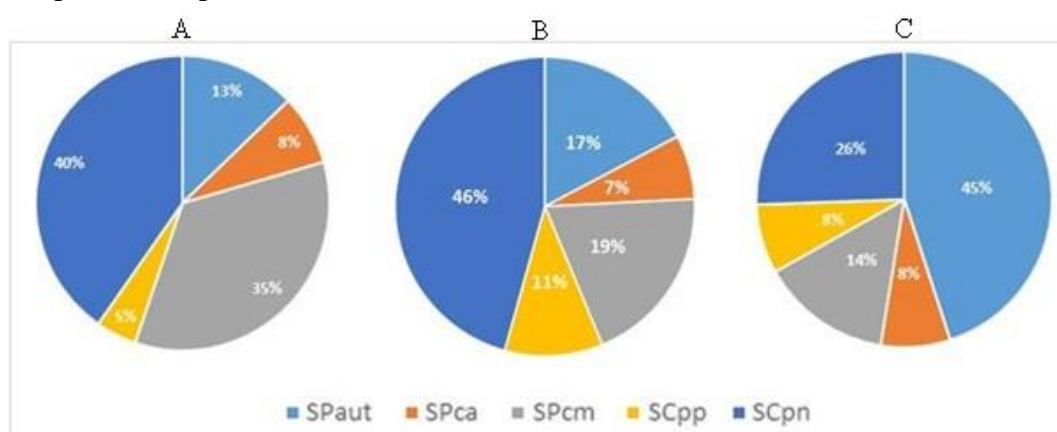
Fonte: Autoria própria.

A população de aves calculada forma um total de 38,455 milhões de cabeças (Tabela 7), um número superior em 9,9% ao número de galináceos estimados nas estatísticas do IBGE (2020) da área de estudo, cujo ano do levantamento é de 2018. Observou-se na etapa do mapeamento que houve evolução da atividade avícola entre os anos de 2012 a 2015 para o período de 2019 a 2020, da postura automatizada em substituição à avicultura de postura californiana, o que pode ser uma das explicações para a diferença observada, além da própria margem de erro das pesquisas.

Nos sistemas de postura, o SPaut, além de possuir um maior quantitativo de aves, superior em 2,4 vezes a soma do número de aves dos SPca e SPcm, e recolherem o resíduo totalmente fresco, com 27% de ST contra 96% destes (AUGUSTO, 2007), contribuem com uma geração de dejetos superior em 8 vezes aos mesmos.

Por outro lado, os sistemas de postura SPcm e de corte SCpp e SCpn, que possuem população de aves 3,5 a 4,6 vezes menor que o SPaut e deixam os dejetos armazenados no galpão durante o ciclo de produção das aves, geram um volume de dejetos 11 a 20 vezes menor que os SPaut. Os sistemas produtivos de corte SCpn e postura SPcm possuem os maiores quantitativos de galpões, somando 75% e 65% em termos de número e de área (Figura 5). Porém, participam com apenas 34% da população total de aves. Por outro lado, 45% da população de aves é criada nos sistemas SPaut, que contabiliza 13% e 17% das unidades produtivas e da área ocupada, respectivamente, sendo a diferença fruto do elevado adensamento de aves nos SPaut, permitido pela superposição de andares de gaiolas, fruto da evolução tecnológica do setor.

Figura 5 - Participação das unidades produtivas em termos de área e população de aves dos sistemas produtivos presentes na área de estudo.



Legenda: A: unidades produtivas (ou galpões de produção); B: área ocupada pelos galpões; C: população de aves
Sistemas de produção: SPaut; postura automatizada; SPca; postura californiana com alimentação automática; SPcm; postura californiana com alimentação manual; SCpp; corte em galpões climatizados e SCpn; corte em galpões não climatizados (SCpn).

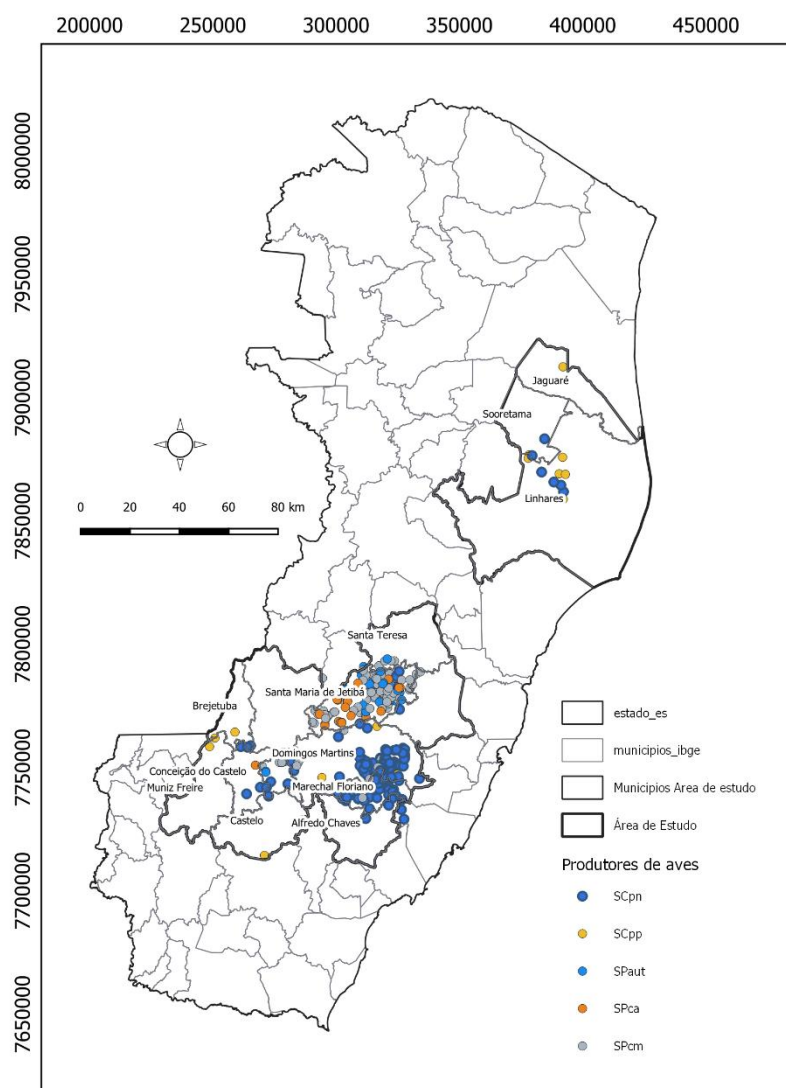
Fonte: Autoria própria.

O resultado apresentado na Figura 5 é uma novidade, pois não foi encontrado na literatura nenhuma estratificação de sistemas para o cálculo de perdas e emissões (ERSOY; UGURLU, 2020; MAINALI; EMRAN; SILVEIRA, 2017; O'KEEFFE et al., 2019; RIBEIRO et al., 2018; SCARLAT et al., 2018), a não ser por diferenciação entre corte e postura.

A evolução tecnológica tem transformado os sistemas de produção e manejo e a consideração dessa questão nas estatísticas altera o resultado dos levantamentos de dados. Os sistemas SCpn e SCcm tendem hoje a representar os pequenos produtores, com maior número de unidades produtivas, que não tiveram ainda a oportunidade de transformar seus sistemas por falta de capital (informação pessoal de representante da Cooperativa de produtores) e não foram assim considerados em análise que envolveu classificação de propriedades por tamanho (RIBEIRO et al., 2018). Assim, além dos aspectos socioeconômicos relacionados à concentração da atividade avícola, vê-se sua importância na concentração dos impactos ambientais em termos de produtores de aves.

O código de propriedade dado aos galpões mapeados permitiu a agregação das unidades em 429 propriedades com o auxílio do sistema de informações geográficas, tendo sua distribuição apresentada na Figura 6.

Figura 6 - Distribuição dos produtores de aves, com a identificação dos seus sistemas produtivos dominantes, na área da pesquisa.



Fonte: Autoria própria.

Conforme observado na Figura 6, percebe-se que a avicultura de postura na área de estudo se concentra no município de Santa Maria de Jetibá/ES, enquanto os sistemas de corte se distribuem em quatro subregiões distintas no entorno dos municípios de Linhares, ao norte do Espírito Santo, Domingos Martins no Sudeste e Venda Nova do Imigrante na região sudoeste do Estado.

A agregação em propriedades permitiu o somatório dos dados analisados de geração de dejetos avícolas, perdas de N, emissões gasosas e potenciais de metano e energia, como será visto mais adiante.

5.2 ETAPA 2 – POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE METANO E DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS

5.2.1 Monodigestão anaeróbia

O potencial de produção de metano calculado para o aproveitamento em monodigestão anaeróbia de todas as unidades produtivas soma 76.410 mil m³.ano⁻¹, com capacidade de gerar 35,62 MW em usinas de geração elétrica (Tabela 8), o que corresponde a 2,1% da capacidade instalada de produção de energia elétrica no Estado do Espírito Santo (AGÊNCIA DE REGULAÇÃO DE SERVIÇOS PÚBLICOS DO ESPÍRITO SANTO, 2021).

Tabela 8 – Potencial de produção de metano e de geração de energia elétrica do somatório dos dejetos avícolas gerados na área de estudo via monodigestão anaeróbia.

Variáveis Calculadas	SPaut ¹	SPca	SPcm	SCpp	SCpn	Total
PCH ₄ em monodigestão anaeróbia (m ³ . mil m ⁻² de galpão)	117	25	17	20	15	-
Capacidade de Usinas (kWe.mil m ⁻² de galpão)	0,054	0,019	0,013	0,009	0,007	-
PCH ₄ (mil m ³ . ano ⁻¹)	45.072	3.839	7.228	4.636	15.634	76.410
Capacidade de Usinas (kWe)	20.971	1.786	3.363	2.157	7.274	35.551

¹ Sistemas de produção: SPaut; postura automatizada; SPca; postura californiana com alimentação automática; SPcm; postura californiana com alimentação manual; SCpp; corte em galpões climatizados e SCpn; corte em galpões não climatizados (SCpn)

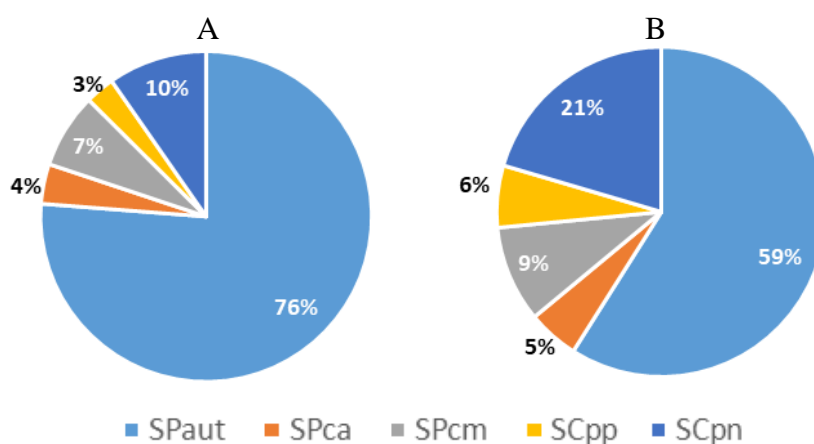
Fonte: Autoria própria.

Os valores de capacidade de usinas apresentados na Tabela 8, correspondem a 3,39 MW para 100 mil ton de dejetos, sendo assim, proporcionalmente superiores aos de uma planta na Turquia que alcança 17 GWh.ano⁻¹. Esta usina processa 110 mil ton de dejetos, ou seja, uma capacidade de 2,06 MW com operação de 7.500 horas, para 100 mil ton de dejetos de postura e de corte, com potencial de 4,4 milhões m³ de CH₄ (ULUSOY et al., 2018).

Os valores calculados, porém, são proporcionalmente inferiores ao potencial de usina instalada em Ballymena (GBR) que processa 40.000 ton de dejetos de aves em monodigestão anaeróbia em uma usina de potencial elétrico de 3 MW (FUCHS et al., 2018), o que seria calculado no presente estudo em uma capacidade de 1,3 MW. A usina de Ballymena se diferencia pela utilização de *air stripping* na remoção da amônia, o que pode elevar o potencial de metano dos dejetos de aves em monodigestão anaeróbia a 518 m³.ton⁻¹ de SV (YIN et al., 2019), ou 107 a 317 m³.ton⁻¹ de esterco fresco e seco (com base nos dados de AUGUSTO, 2007), respectivamente .

Os dejetos gerados nos sistemas SPaut são responsáveis por 59% desse potencial de CH₄ calculado, enquanto os sistemas de corte somam 26% e os de postura californianos 15% (Figura 7). A redução do potencial de CH₄ em relação ao volume dos dejetos gerados no SPaut, ou seja, de 76% para 59% (Figura 7) se justifica no menor teor de ST do esterco fresco.

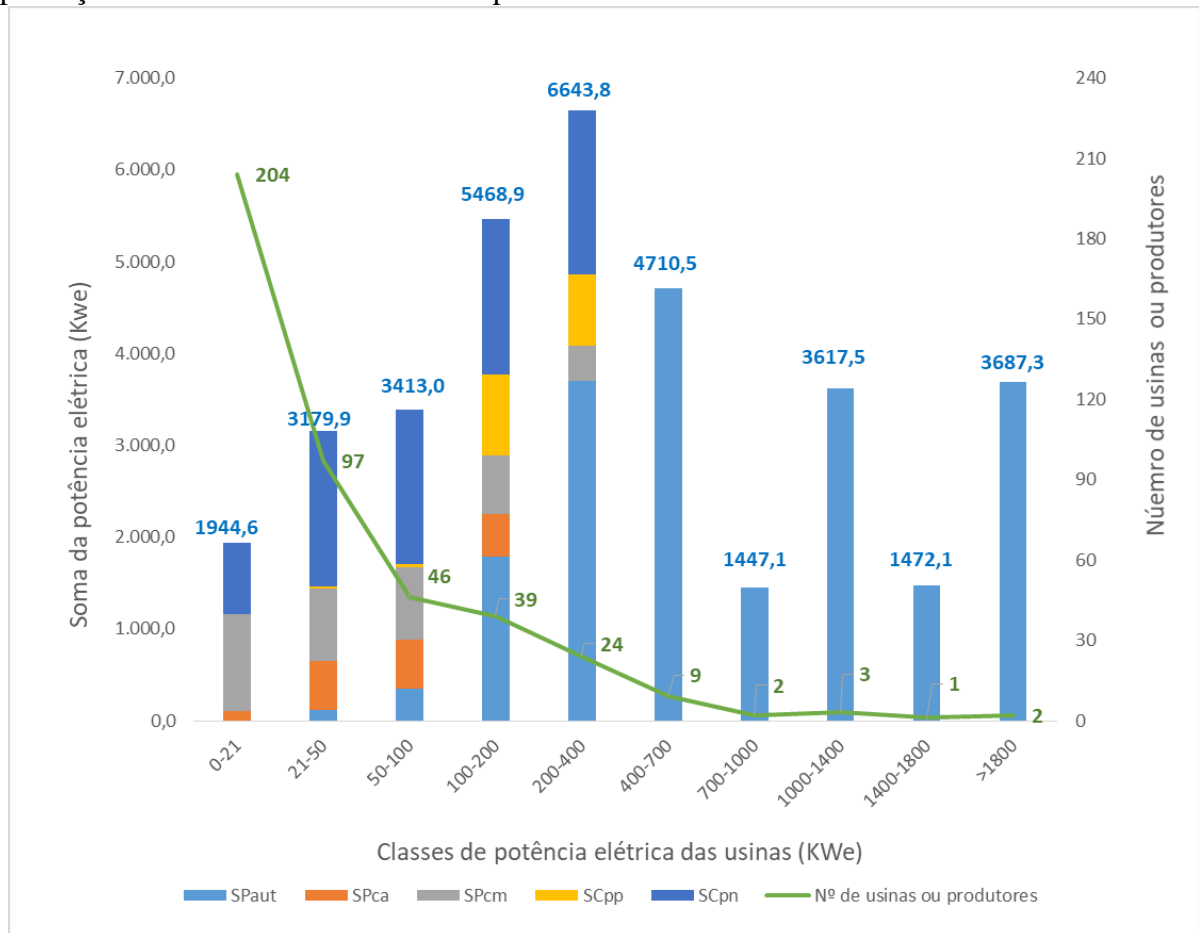
Figura 7 - Participação dos sistemas produtivos na produção de dejetos (A) e no potencial de produção de metano e de geração de energia elétrica (B) a partir da monodigestão anaeróbia dos dejetos avícolas.



Fonte: Autoria própria.

Por outro lado, o potencial de metano de 59% estando concentrado no sistema SPaut, que tem apenas 13% das unidades produtivas, estabelece a condição de localização das usinas elétricas de elevado potencial. Assim, 347 propriedades produtoras (ou 81% do total) possuem potencial de geração de usinas inferior a 100 kWe, e somam 6 MW, ou seja, 24% do potencial total. No nível intermediário de tamanho de potencial entre 100 a 400 kWe (Figura 8), encontram-se 63 propriedades, enquanto na classe das grandes usinas elétricas, superiores a 700 kWe há 17 propriedades, que somam mais que 14,9 MW (Figura 8). O tratamento dado na classificação e cálculos aplicados aos sistemas de produção, no estudo em tela, permitiu uma abordagem diferente de Ribeiro et al (2018), que aplicou a modelagem de potencial de produção de metano das granjas automatizadas para todos os tamanhos de propriedade. Assim, foi possível uma estratificação mais detalhada, ao explorar as diferenças de manejo e dejetos dos diferentes sistemas de produção observados na área de estudo.

Figura 8 - Número de usinas elétricas e soma da potência elétrica (kWe) dos dejetos avícolas gerados em monodigestão anaeróbica nas propriedades produtoras de aves e sistemas de produção de acordo com as classes de potência de usinas elétricas.



Fonte: Autoria própria.

A escala da planta, além de potencializar valor aos produtos finais, é um aspecto fundamental para viabilidade econômica, uma vez que custos de capital e operacionais diminuiram substancialmente com o seu aumento em comparação à compostagem, que tem melhor desempenho na pequena escala (LIN et al., 2018).

5.2.2 Codigestão anaeróbia

O potencial de produção de metano em codigestão anaeróbia elevaria substancialmente a geração de metano, caso 100% dos dejetos avícolas fossem submetidos ao seu aproveitamento nessa modalidade de biodigestão, como visto na Tabela 9. A agregação de novas massas de MS dos cosubstratos de Gr + Efs e a estabilização do processamento nos biodigestores (LIN et al., 2018) poderiam elevar o potencial de produção de CH₄, apenas em Santa Maria de Jetibá, a

mais de 324 mil m³.ano⁻¹, um valor 4,2 vezes superior ao de toda a massa de dejetos avícolas em monodigestão anaeróbia (Tabela 8).

Toda a massa de ST dos dejetos de cama de frango elevariam o potencial de metano a 88 mil m³ com a agregação da massa de vinhoto na relação de 40:60 (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013), respectivamente. Porém, observou-se, como estabelecido na premissa do estudo, todo esse potencial é limitado à disponibilidade das massas de cosubstratos (KANANI et al., 2020).

Tabela 9 - Potencial de produção de metano em mil m³.ano⁻¹ do aproveitamento dos dejetos avícolas em codigestão anaeróbia por microrregião na área de estudo

Municípios	Est + RAV+ Efs¹	Est + Gr + Efs	Est + Glic	CmF + Vinhoto 1	CmF + Vinhoto 2
Santa Maria de Jetiba	80.105	324.220	142.742	157	263
Domingos Martins	1.050	6.315	2.938	18.311	30.565
Marechal Floriano	307	1.849	860	11.851	19.782
V. Nova do Imigrante	2.901	12.280	5.445	10.757	17.957
Linhares	0	0	0	11.657	19.459
Total	84.364	344.664	151.986	52.734	88.025

¹Est: esterco de aves de postura fresco ou seco; RAV: resíduos de alimentos vegetais; Gr: grama; Efs: Efluente suíno; Glic: Glicerina G40; CmF: cama de frango; CmF + Vinhoto 1: na relação 60:40; CmF + Vinhoto 2: na relação 40:60

Assim, o potencial real da codigestão anaeróbia estará limitado às condições em que o *Ind* for superior a 1, calculado a partir da relação disponibilidade/demanda apresentada na Tabela 10. Como resultado para a região e os cosubstratos estudados, o aproveitamento total dos dejetos em codigestão anaeróbia será possível apenas para os cosubstratos RAV + Efs no município de Domingos Martins e na região de Venda Nova do Imigrante; de Grama + Efs na região de Venda Nova do Imigrante; de glicerina G40 nos municípios de Santa Maria de Jetibá, Domingos Martins e Venda Nova do Imigrante e o vinhoto, apenas na região de Linhares.

Tabela 10 - Demanda e oferta em toneladas de cosubstratos para codigestão anaeróbia com dejetos de aves gerados nas propriedades com plantel superior a 100 mil aves

Município	RAV ¹		Efs			Grama		Glicerina		Vinhoto		
	Demanda	Oferta	Demanda 1	Demanda 2	Oferta	Demanda	Oferta	Demanda	Oferta	Demanda 1	Demanda 2	Oferta
Santa Maria de Jetiba	36.855	1162	46.008	643.547	20.613	31.823	<u>748.210</u> ²	2.010	<u>134.948</u> ²	0	0	495
Domingos Martins	559	<u>960</u>	697	9.815	<u>4.632</u>	482	<u>447.737</u>	36	<u>134.948</u> ²	14.602	32.809	414
Marechal Floriano	0	0	0	0	-	0	=	0	-	11.250	25.278	684
Venda Nova do Imigrante	1.118	<u>1.582</u>	1.395	19.526	<u>99.919</u>	965	<u>253.880</u>	62	<u>134.948</u> ²	17.278	38.822	1.026
Linhares	0	0	0	0	9.145	0	3.508.467	0	-	21.129	47.475	<u>129.081</u>

¹RAV: resíduos de alimentos vegetais; Efs: efluente suíno; ²A oferta de glicerina, diferente dos outros cosubstratos, é de âmbito interestadual;

²O número é sublinhado quando o *Ind* é superior a 1 em ao menos uma opção.

5.3 ETAPA 3 – IMPACTOS AMBIENTAIS DA COMPOSTAGEM DE DEJETOS AVÍCOLAS

Estimou-se que o sistema de tratamento atual, que é a compostagem para os dejetos de postura e estocagem em pilhas para os de corte, perdem por ano 25,8 mil ton de nitrogênio, sendo 9,87 mil toneladas como emissão de NH₃ (Tabela 11). Ao mesmo tempo, o manejo de todos os dejetos em compostagem e armazenagem em pilhas emite mais que 326 mil ton.ano⁻¹ de CO_{2e} como GEE.

Tabela 11 – Perdas e emissões gasosas na fase de tratamento dos dejetos por compostagem no cenário atual na área de estudo.

Variável Calculada	SPaut ¹	SPca	SPcm	SCpp	SCpn	Total
Nperda (kg.ton ⁻¹ de dejetos)	36,44	7,79	7,79	24,80	24,80	-
NH ₃ emitido (kg.ton ⁻¹ de dejetos)	12,99	6,56	6,56	12,00	12,00	-
GEE (kg de CO _{2e} .ton ⁻¹ de dejetos)	356,08	213,31	213,31	846,41	846,41	-
Nperda (ton.ano ⁻¹ .mil m ² de galpão)	58,4	1,6	1,1	2,5	1,9	-
NH ₃ emitido (ton.ano ⁻¹ .mil m ² de galpão)	20,81	0,01	0,01	0,03	0,02	-
GEE (ton.ano ⁻¹ .mil m ² de galpão de CO _{2e})	571	43	29	83	65	-
Nperda (ton.ano ⁻¹ .100 mil aves ⁻¹)	131,2	8,4	8,4	20,2	20,2	-
NH ₃ emitido (ton.ano ⁻¹ .100 mil aves ⁻¹)	46,8	0,1	0,1	0,2	0,2	-
GEE (ton.ano ⁻¹ .100 mil aves ⁻¹)	1.281,9	230,4	230,4	675,4	675,4	-
Nperda (ton.ano ⁻¹)	22.563	246	468	578	1.948	25.798
Emissão de NH ₃ (ton.ano ⁻¹)	8.042	207	390	280	943	9.862
GEE (ton.ano ⁻¹ de CO _{2e})	220.456	6.741	12.690	19.720	66.497	326.104
CH ₄ (kgCH ₄ .ano ⁻¹) na compostagem	505.828	50.531	95.129	47.060	158.686	857.232
CpN ₂ Odir (ton N ₂ O.ano ⁻¹)	178,1	4,6	8,7	50,5	170,2	412,0
2CpN ₂ Oind (ton N ₂ O.ano ⁻¹)	600,4	15,5	29,2	19,0	64,0	728,0

¹Sistemas de produção: SPaut; postura automatizada; SPca; postura californiana com alimentação automática; SPcm; postura californiana com alimentação manual; SCpp; corte em galpões climatizados e SCpn; corte em galpões não climatizados (SCpn)

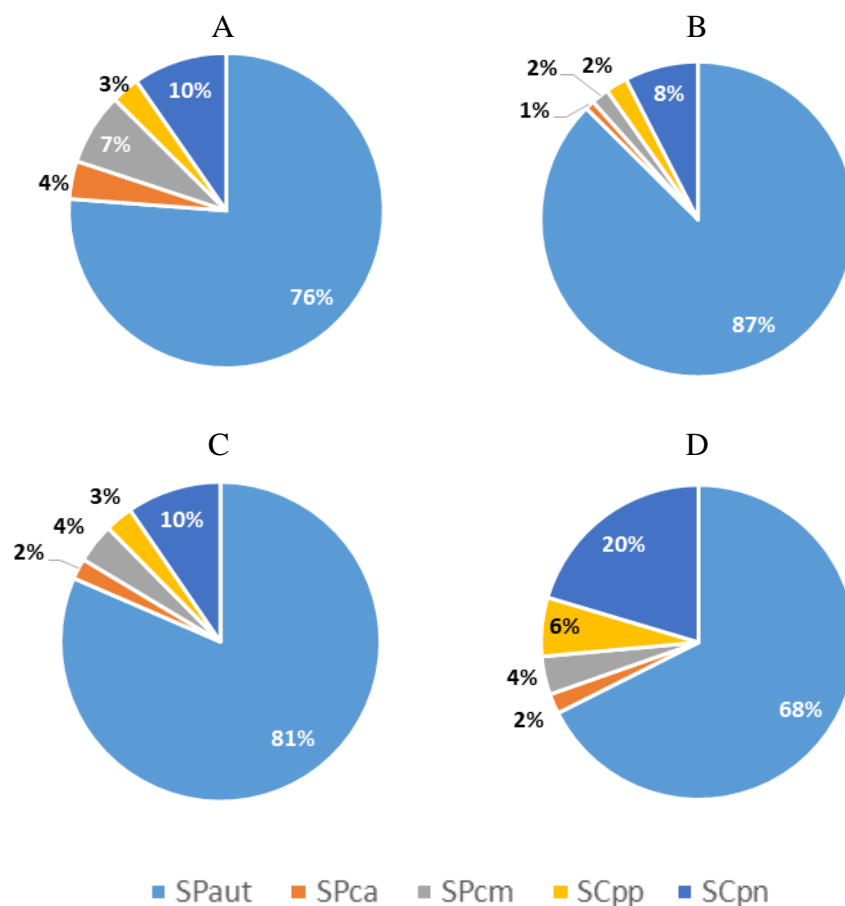
Fonte: Autoria própria.

As emissões totais de NH₃ correspondem a 12,99, 6,56 e 12,0 kg.ton⁻¹ de dejetos produzidos no manejo do esterco fresco, esterco seco e cama, respectivamente, valores similares às emissões calculadas para os sistemas de produção como um todo na Inglaterra, de 9,75 kg.ton⁻¹ de dejetos gerados (NICHOLSON; CHAMBERS; WALKER, 2004).

A atividade de postura no SPaut, nos resultados alcançados, emite 571 ton de $\text{CO}_{2e} \cdot \text{ano}^{-1} \cdot 1.000 \text{ m}^2$ de galpão, o que corresponde à geração de $733 \text{ kgCO}_{2e} \cdot 10.000 \text{ ovos}^{-1}$, considerando uma produção de $175 \text{ ovos} \cdot \text{ave}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Esse valor contrasta com os $1.245 \text{ kgCO}_{2e} \cdot 10.000 \text{ ovos}^{-1}$ estimados para os sistemas de padrão indianos (MAINALI; EMRAN; SILVEIRA, 2017), principalmente porque esse considerou um FCM de 65%, utilizado para o manejo dos esterco em sistemas de lagoas em climas frios, enquanto no presente estudo utilizou-se um FCM de 1,5% (IPCC, 2006a), correspondente a sistemas de manejo aerados.

O sistema onde ocorre a maior contribuição de impactos no manejo da compostagem é o SPaut, com participação de 76% no quantitativo de dejetos gerados, mas com contribuição de 68 e 81% das emissões totais de GEE e NH_3 , respectivamente e 87% na perda de nitrogênio (Figura 9).

Figura 9 - Participação dos sistemas produtivos nos totais de geração de dejetos, perdas de nitrogênio e emissões de NH_3 e GEE.



A: Total de dejetos gerados; B: Perdas de N; C: Emissão de NH_3 e D: Emissão de GEE em CO_2e
 Sistemas de produção: SPaut; postura automatizada; SPca; postura californiana com alimentação automática; SPcm; postura californiana com alimentação manual; SCpp; corte em galpões climatizados e SCpn; corte em galpões não climatizados (SCpn)
 Fonte: Autoria própria.

O curto tempo de exposição no ambiente interno dos sistemas de produção, faz gerar um dejetos com maior teor de N e umidade, e explica as perdas e emissões muito superiores no manejo dos dejetos, apresentadas na Tabela 11 no SPaut (WANG, Yue et al., 2019). Dessa forma, os valores de N perdido na compostagem do esterco fresco alcançam 58,4 ton.mil m⁻² de galpão, ou 131,2 ton.ano⁻¹.100 mil aves⁻¹, enquanto os outros sistemas, que perderam nitrogênio na etapa de produção e ou armazenamento interno nos galpões (SANTANA, 2016; WANG, Yue et al., 2019) perdem na compostagem de 1,8 a 2,6 ton.ano⁻¹.mil m⁻² de galpão, ou seja, da ordem de 32 a 22 vezes menos que no primeiro caso.

As emissões de NH₃ e GEE são também, pelos mesmos motivos, superiores no sistema SPaut, atingindo 20,81 e 571 ton.ano⁻¹.mil m⁻² de galpão, valores superiores em até 2081 e 8,8 vezes aos dos outros sistemas, de postura e corte, respectivamente. Porém, quando o indicador de emissão é por número de aves, as discrepâncias diminuem, com valores superiores em 468 e 5,6 vezes aos dos outros sistemas, de postura e corte, respectivamente (Tabela 13).

Para que se diminuam as perdas de CH₄ e N₂O, a compostagem necessita atingir a fase termofílica requerendo, assim, aeração intensiva e um teor de umidade inicial de 65% (KREIDENWEIS et al., 2021). Nas fases iniciais da compostagem, portanto, ocorrem altas perdas iniciais de nitrogênio devido à volatilização da NH₃ (KREIDENWEIS et al., 2021; TIQUIA; TAM, 2000), o que deve ser também intensificado no esterco fresco do SPaut, em função do seu teor de umidade de 83% (AUGUSTO, 2007).

Os resultados apresentados contrastam com resultados de estudos que trataram diferenças de emissões por sistema de produção com apenas dois tipos de estratificação. Diferenças em volume de emissões globais de GEE por sistemas de produção são citadas entre 20% na produção de ovos e 6% na de corte, em função do manejo dos dejetos via úmida e seca (GERBER et al., 2013). Webb et al (2014), em uma investigação das emissões de sistemas de produção de carne e ovos da avicultura usando análise de ciclo de vida, determinou que as emissões de GEE e NH₃ são superiores nos sistemas de produção menos intensivos, em função da conversão alimentar menos eficiente das galinhas caipiras. Porém, no estudo em tela, utilizando o indicador de emissões por número de aves, as emissões do manejo dos dejetos gerados no sistema de produção SPaut, altamente intensivo, são maiores que os outros sistemas de postura e de corte analisados (Tabela 13), em função dos níveis muito superiores de excreção de N (Tabela 4), umidade e potencial de metano nos dejetos (Tabela 5).

Os sistemas de corte SCpp, apesar de possuírem número de aves similar aos de postura SPca, emitem proporcionalmente mais GEE (Figura 7) com valores de 83 ton de CO_{2e}.1.000 m⁻²

contra 29 ton de CO_{2e}.1.000 m², o que se justifica no maior fator de emissão de N₂O, FE₃, no manejo de estocagem em pilhas dos dejetos em comparação com a compostagem aeróbia (IPCC, 2006c).

O resultado da concentração de perdas e emissões nos sistemas SPaut torna o município de Santa Maria de Jeribá o centro de concentração das perdas de N, com valores próximos a 23 mil ton.ano⁻¹ e emissões de NH₃ e GEE superiores a 7 mil e 153 mil ton.ano⁻¹, respectivamente.

5.4 ETAPA 4 - IMPACTOS AMBIENTAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS

Considerando que as perdas de N e emissões de NH₃ são insignificantes na digestão anaeróbia, os impactos ambientais da monodigestão anaeróbia das opções de codigestão são concatenados nas emissões de GEE (Tabela 12). Uma vez que a disponibilidade de cosubstratos é limitador à codigestão anaeróbia, os resultados dos cálculos de emissão de GEE na mono e na codigestão anaeróbia são apresentados por tonelada de dejetos, permitindo assim a comparação dos valores entre as opções de tratamento, incluindo a compostagem.

Tabela 12 - Emissões de GEE na monodigestão e nas opções de codigestão por ton de dejetos

	Efresco	Eseco	C de frango
	----- ton de CO _{2e} .ton ⁻¹ de dejetos -----		
Compostagem	356,1	213,3	827,7
Monodigestão anaeróbia de EN ¹	48,6	164,9	141,1
Codigestão anaeróbia de EN : RAV : Efs	65,1	223,5	-
Codigestão anaeróbia de EN : Gr : Efs	159,8	561,2	-
Codigestão anaeróbia de EN : glicerina	57,2	176,9	-
Codigestão anaeróbia de Cmf : vinhoto (60:40)	-	-	39,4
Codigestão anaeróbia de Cmf : vinhoto (40:60)	-	-	69,9

¹EN: esterco fresco (SPaut) ou seco (SPca ou SPcm); RAV: resíduos de alimentos vegetais; Efs: efluente suíno; Gr: grama; Cmf: cama de frango

As emissões de GEE da monodigestão anaeróbia dos dejetos apresentadas na Tabela 12 possuem relação de 0,134, 0,773 e 0,170 em comparação com as emissões da compostagem, para o esterco fresco, esterco seco e cama de frango, respectivamente. Essas relações são coerentes com as relações de 0,159 a 0,663 apresentadas por Lin et al. (2018) para resíduos orgânicos diversos. Como no estudo em tela, as emissões em Lin et al. (2018) não consideraram a coleta e o transporte, e se basearam em diferentes parâmetros, como utilização de biogás,

emissões fugitivas de CH₄, CH₄ não queimado, emissões de N₂O da digestão no solo, carbono ligado ao solo e substituição de fertilizantes, também previstos em Daniel-Gromke et al. (2015). Os valores mais elevados de emissão nas opções da codigestão anaeróbia são resultado da agregação de MS dos cosubstratos na massa de dejetos, sendo que a agregação de massa de glicerina se destaca com a agregação de apenas 18% de MS à massa dos dejetos e consequente emissão de GEE, a menor entre todas as opções de codigestão.

As emissões de GEE da codigestão da cama de frango com o vinhoto são inferiores às emissões da cama de frango em monodigestão, uma vez que o processamento na codigestão envolve diluição e peneiramento da cama de frango, que retira cerca de 59% dos sólidos totais do substrato e as emissões da compostagem do material retido nas peneiras não estão contabilizadas (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013).

5.5 ETAPA 5 - CENÁRIOS PARA APROVEITAMENTO DO METANO PRODUZIDO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS AVÍCOLAS E DE EVITAMENTO DE IMPACTOS AMBIENTAIS

5.5.1 Cenário conservador

O resultado da análise do Cenário conservador, desenvolvido sobre a premissa de aproveitamento de 40% da massa de dejetos das propriedades com plantel superior a 100 mil aves na codigestão anaeróbia com cosubstratos existentes na área de estudo é apresentado na Tabela 13.

No cenário conservador, a capacidade de geração de energia elétrica em usinas de codigestão anaeróbia, ou seja, a soma dos maiores potenciais regionais de codigestão anaeróbia com *Ind* superior a 1 de 40% dos dejetos produzidos nas granjas com mais de 100 mil aves por região, atingirá 27,23 MWe, inferior em 3,3% a capacidade de geração de energia elétrica do total dos dejetos avícolas em monodigestão anaeróbia.

Tabela 13 - População de aves, dejetos gerados, potencial de metano e capacidade de usinas de geração de energia elétrica nas condições de viabilidade dadas pelo *Ind* de cosubstratos do cenário conservador, por regiões na área de estudo.

Município	S. M. de Jetibá	D. Martins	M. Floriano	V. N. do Imigrante	Linhares	Total	Capacidade de Usinas (MW)
População aves (mil)	7.883	867	580	1.129	1.090	11.549	-
Dejetos (ton)	249.218	7.241	4.630	14.277	8.695	284.062	-
----- Codigestão anaeróbia 1 (Dejetos de postura + RAV + Efs) -----							
PCH ₄ (mil m ³)	27.686	265	-	816	-	1081 ²	
<i>Ind</i> ¹ RAV (ton)	0,03	1,72	-	1,42	-	-	0,5 ³
<i>Ind</i> Efs (ton)	0,45	6,64	-	71,61	-	-	
----- Codigestão anaeróbia 2 (Dejetos de postura + Grama + Efs) -----							
PCH ₄ (mil m ³)	105.062	1.592	0	3.186	0	3.186	
<i>Ind</i> Grama (ton)	23,5	928,20	-	263,07	-	-	1,5
<i>Ind</i> Efs (ton)	0,03	0,47	-	5,12	-	-	
----- Codigestão anaeróbia 3 (Dejetos de postura + Glicerina) -----							
PCH ₄ (mil m ³)	45.700	741	0	1.393 ³	0	47.834	
<i>Ind</i> Glicerina (ton)	67,12	3.733,25	-	2.182,16	-	-	22,3
----- Codigestão 4 (60% de Cama de frango diluída e peneirada + 40% de Vinhoto) -----							
PCH ₄ (mil m ³)	-	3.109	2.395	3.679	4.499	4.499	
<i>Ind</i> Vinhoto (ton)	-	0,03	0,06	0,06	6,11	-	2,1 ³
----- Codigestão anaeróbia 4 (40% de Cama de frango diluída e peneirada + 60% de Vinhoto) -----							
PCH ₄ (mil m ³)	-	5.190	3.998	6.141	7.510	7.510	
<i>Ind</i> Vinhoto (ton)	-	0,01	0,03	0,03	2,72	-	3,5
Total nárea	-	-	-	-	-	63.029	27,23

¹ *Ind* é o índice de disponibilidade de cosubstrato, ou razão entre oferta e demanda dos cosubstratos, que viabiliza a codigestão anaeróbia; ²soma referente aos potenciais cujo *Ind* do(s) cosubstrato(s) é superior a 1; ³valores não contabilizados no potencial de metano ou na capacidade de usinas do cenário, pois considerou-se apenas o maior potencial de 40% dos dejetos. Fonte: Autoria própria.

No Cenário conservador, na sub-região de Santa Maria de Jetibá, ocorre o maior potencial de produção de metano e aproveitamento energético, onde, apenas a codigestão anaeróbia de 40% dos dejetos avícolas gerados nas unidades produtivas com plantel superior a 100 mil aves com glicerina G40 (SCHWINGEL et al., 2019) superará o potencial de metano em relação do total dos dejetos avícolas em monodigestão, passando de 45,07 para 45,7 MW. Na região entorno de Linhares, a codigestão anaeróbia produzirá um potencial de metano 67% superior ao da monodigestão, na relação dejetos/vinhoto 40/60, e com *Ind* de 2,7. Em Venda Nova do Imigrante e Domingos Maritns, o potencial de metano neste cenário será 53% e 9,7% do potencial do total dos dejetos em monodigestão, respectivamente.

A Tabela 14 apresenta o resultado dos cálculos da matéria seca processada no cenário conservador, por região, nas condições em que o *Ind* é superior a 1, com os consequentes valores de emissão de GEE e das emissões evitadas, ou seja, subtraídas das emissões de GEE no cenário atual. Assim, a implementação do Cenário conservador irá evitar a emissão de mais de 78 mil ton.ano⁻¹ de CO_{2e}, a perda de 9,6 mil ton de N.ano⁻¹ e a emissão de 3,6 mil ton.ano⁻¹ de NH₃ (Tabela 14), atenuando as emissões de GEE, Perdas de N e emissão de NH₃ em 31,8%, 37,2% e 36,4%, respectivamente.

Tabela 14 – GEE emitidos no cenário atual e no cenário conservador, matéria seca processada na digestão anaeróbia e emissões evitadas de GEE no Cenário 1, por opções de cosubstratos e subregiões.

Cenários	S. M. de Jetiba	D. Martins	M. Floriano	V. N. do Imigrante	Linhares	Total
	----- Emissões de GEE (ton.ano ⁻¹) -----					
Cenário atual	216.563	13.372	9.797	21.210	18.399	279.340
	----- Matéria seca processada em codigestão anaeróbia (ton.ano ⁻¹) -----					
Esterco+RAV+Efs ¹	-	-	-	-	-	
Esterco+Gramma+Efs	-	-	-	7.709	-	
Esterco+Glicerina	89.081	1.211	-	-	-	101.377
Cama (60%) + Vinhoto (40%)	-	-	-	-	-	
Cama (40%) + Vinhoto (60%)	-	-	-	-	3.375	
	----- GEE emitidos na codigestão anaeróbia (ton.ano ⁻¹) -----					
Esterco+RAV+Efs	-	-	-	-	-	
Esterco+Gramma+Efs	-	-	-	1.388	-	
Esterco+Glicerina	16.035	218	-	-	-	18.248
Cama (60%) + Vinhoto (40%)	-	-	-	-	-	
Cama (40%) + Vinhoto (60%)	-	-	-	-	608	
	----- Emissões evitadas de GEE na codigestão anaeróbia (ton.ano ⁻¹) -----					
Esterco+RAV+Efs	-	-	-	-	-	
Esterco+Gramma+Efs	-	-	-	1.078	-	
Esterco+Glicerina	70.590	45	-	-	-	78.465
Cama (60%) + Vinhoto (40%)	-	-	-	-	-	
Cama (40%) + Vinhoto (60%)	-	-	-	-	6.752	
Total	70.590	45	-	1.078	6.752	
	----- Perdas de N e Emissões evitas de NH ₃ (ton.ano ⁻¹) -----					
Perdas de N	8.591	122	284	196	459	9.653
Emissões de NH ₃	3.104	58	113	95	222	3.593

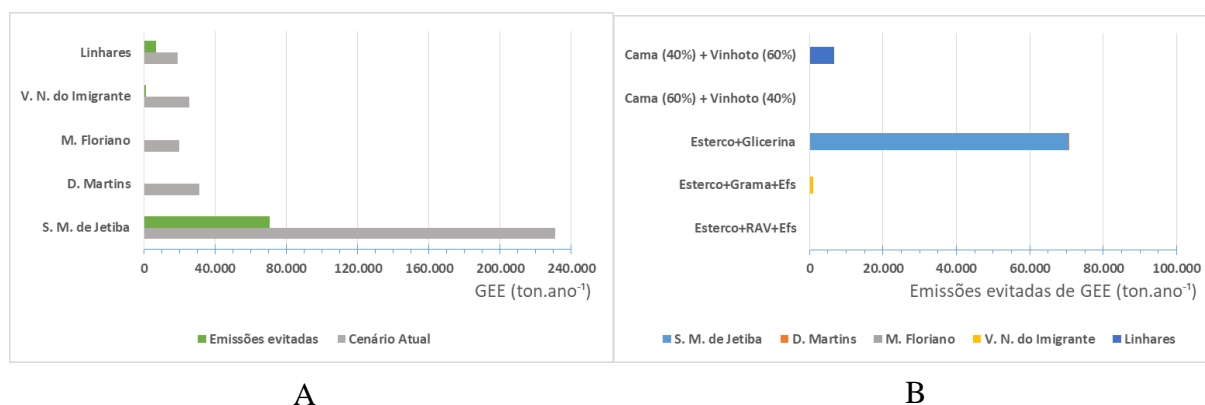
¹ A tabela omitiu os cálculos nas condições de *Ind* inferior a 1

Fonte: Autoria própria.

De forma destacada, no manejo dos dejetos da avicultura da região, a codigestão anaeróbia dos dejetos de postura com os cosubstratos glicerina G40, no cenário conservador, será responsável por 82% das emissões evitadas (Figura 10B). Essa redução se dará de forma expressiva na sub-região de Santa Maria de Jetibá, que será responsável por 70,6 mil ton.ano⁻¹ das emissões evitadas em relação ao cenário atual, ou seja, 88% do total (Figura 10A).

Para todos os cosubstratos estudados, na área de estudo, o uso de glicerina tem o potencial mais expressivo de reduzir os GEE no cenário conservador, bem como essa redução irá ocorrer principalmente na região de Santa Maria de Jetibá (Figura 10).

Figura 10 - Emissões de GEE do cenário atual e evitadas por município (A) e por tipo de codigestão anaeróbia do dejetos de aves (B) no cenário conservador.



Fonte: Autoria própria.

5.5.2 CENÁRIO OTIMIZADO

O resultado da simulação do cenário otimizado, desenvolvido sobre a premissa do aproveitamento dos dejetos avícolas com o maior potencial, em monodigestão ou codigestão anaeróbia, nas propriedades com potencial elétrico a partir do metano superior a 50 kWe, quando o *Ind* for maior que 1, é apresentado na Tabela 15.

Considerando uma usina por propriedade, serão 226 usinas com potencial elétrico de 86,4 MWe, um valor 3 vezes superior ao potencial de todos os dejetos gerados na região em monodigestão. A capacidade instalada de eletricidade a biogás no Brasil aumentou significativamente nos últimos anos, atingindo 196 MW em 2015 e 450 MW em 2016 (SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018) e os resultados do cenário otimizado desse estudo

demonstram que há um potencial de geração de 19,2% do registrado em 2016 no Brasil com os dejetos da avicultura no Estado do Espírito Santo.

Tabela 15 – População de aves, dejetos, capacidade potencial de usinas e potencial de metano do Cenário 2 por sub-regiões na área de estudo.

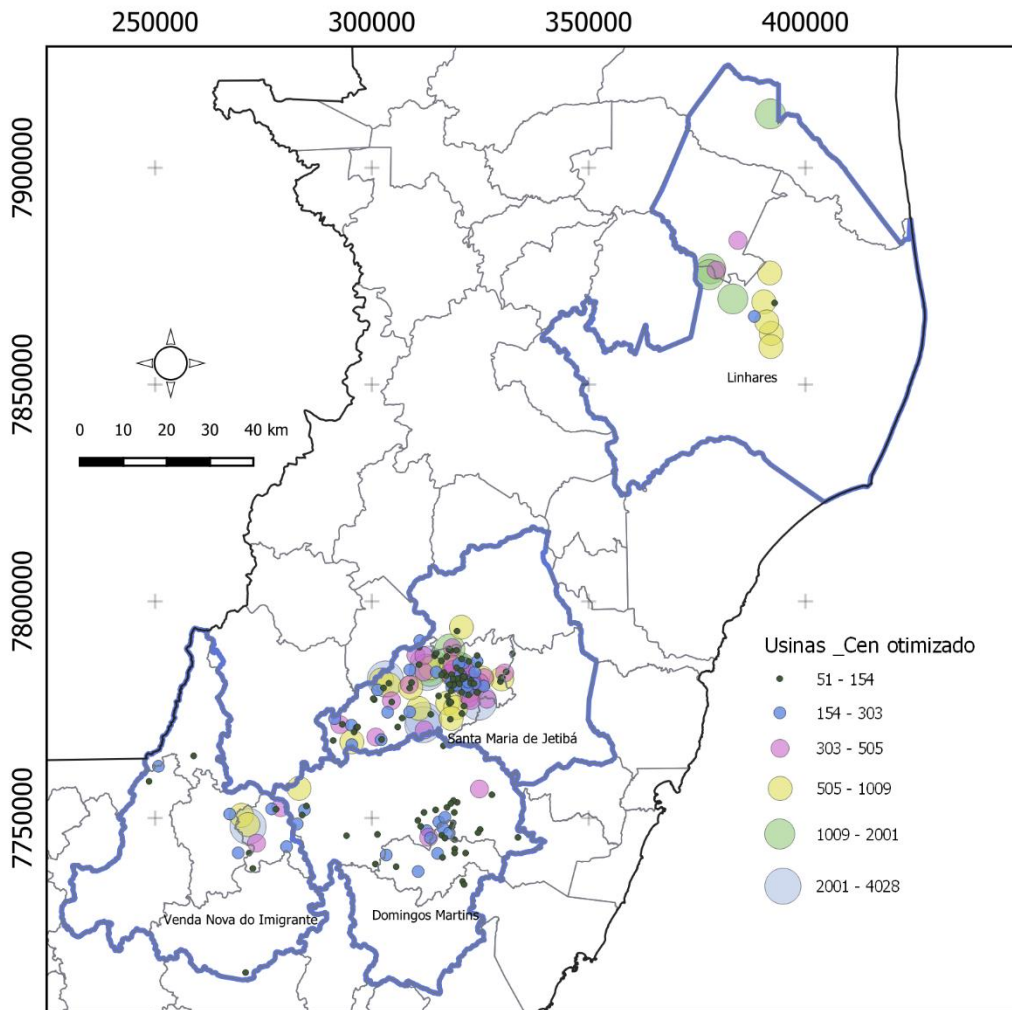
Variável Calculada	S. M. de Jetibá	D. Martins	M. Floriano	V. N. do Imigrante	Linhares	Total
População aves (mil)	23.522	3.128	1.733	3.327	2.823	34.532
Nº de usinas potenciais	151	27	14	21	13	226
Capacidade de Usinas (MW)	64,5	3,3	1,6	7,5	9,1	86,0
Dejetos (ton)	673.627	26.201	14.200	42.903	22.530	779.461
PCH ₄ monodigestão anaeróbia (mil m ³)	-	4.267	2.541	3.840	-	10.648
PCH ₄ EN + Gr + Efs (mil m ³)	-	-	1.849	12.215	-	12.215
PCH ₄ EN + G40 (mil m ³)	138.719	-	-	-	-	138.719
PCH ₄ CF + Vinhoto (mil m ³)	-	-	-	-	19.459	19.459
PCH ₄ total (mil m ³)	138.719	7.128	3.401	16.055	19.459	184.762

Fonte: Autoria própria.

Nesse cenário, 81,2% do potencial alcançado está inserido na região no entorno de Santa Maria de Jetibá (Figura 11), com a possibilidade de 151 usinas e capacidade de 64,5 MWe. Nessa região, a consecução do cenário otimizado se consolidará em mais que 74,6% a partir da codigestão anaeróbia dos dejetos de postura com glicerina G40. Para a viabilização desse cenário, a demanda de glicerina seria de 16 mil ton, ou correspondente a 11,8% da glicerina produzida nos estados vizinhos em 2020.

A região de Linhares concentra o segundo maior potencial, em 13 potenciais usinas, que somam 9,1 MWe em codigestão anaeróbia com vinhoto. Nessa região, a fonte de vinhoto sendo de uma grande usina alcooleira, teria menor consumo energético se os dejetos separados e peneirados em fase líquida pudessem ser transportados para próximo à usina de álcool, para garantir o aproveitamento da temperatura elevada do vinhoto para digestão termofílica, após sua saída do processo de produção (SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013).

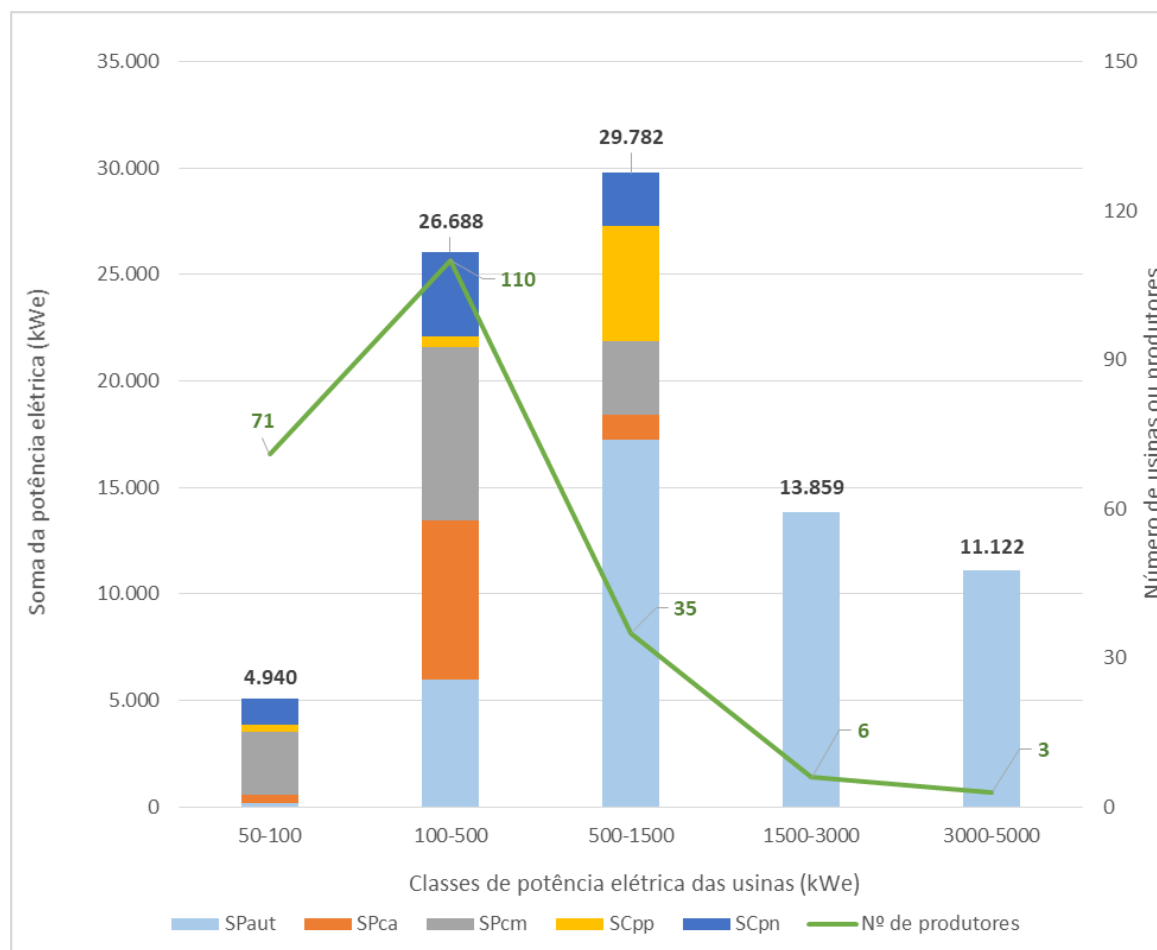
Figura 11 - Classes e distribuição de usinas potenciais do cenário otimizado nas regiões da área de estudo.



Fonte: Autoria própria.

Os sistemas SPaut se destacam também no cenário otimizado em termos do potencial energético a partir do metano na área de estudo, participando com 56,3%, ou 48.387 kWe, dos 85.963 kWe totais em termos de potencial das usinas. A Figura 12 mostra que as usinas superiores a 1500 kWe são todas de sistemas SPaut. O cenário otimizado apresenta um número de 154 usinas com potência elétrica superior a 100 kWe, que somam 81 MW de capacidade, quantitativo que supera o potencial de países europeus como Croácia, Albânia, Bósnia e Lituânia, no cenário potencial de aproveitamento de dejetos de toda a pecuária coletados no raio de 10 km (SCARLAT et al., 2018).

Figura 12 - Distribuição em classes das capacidades e quantidade de usinas do cenário otimizado por sistema produtivo.



Fonte: Autoria própria.

A implementação do cenário otimizado irá evitar a emissão de 239.297 ton CO_{2e}.ano⁻¹ de GEE, a perda de 22,42 ton.ano⁻¹ de N e a emissão de 7,07 ton.ano⁻¹ de NH₃ (Tabela 16), ou seja 73,4%, 86,9% e 71,7% das emissões e perdas do cenário atual, respectivamente.

Tabela 16 – GEE emitidos no cenário atual e no cenário otimizado, matéria seca processada, emissões evitadas de GEE e de NH₃ e perdas de N no Cenário otimizado, por tipo de digestão anaeróbia e subregiões.

	S. M. de Jetiba	D. Martins	M. Floriano	V. N. do Imigrante	Linhares	Total
	----- Emissões de GEE (ton de CO _{2e} .ano ⁻¹) -----					
Cenário Atual	230.941	30.997	19.692	25.453	19.070	326.154
	----- Matéria seca processada em digestão anaeróbia (ton.ano ⁻¹) -----					
Monodigestão anaeróbia	-	16.811	10.011	15.129	-	352.875
Esterco+Gramas+Efs	-	-	4.460	29.536	-	
Esterco+Glicerina	263.505	4.678	-	-	-	
Cama (40%) + Vinhoto (60%)	-	-	-	-	8.745	
	----- GEE emitidos na digestão anaeróbia (ton de CO _{2e} .ano ⁻¹) -----					
Monodigestão anaeróbia	-	3.026	1.802	2.723	-	63.518
Esterco+Gramas+Efs	-	-	803	5.317	-	
Esterco+Glicerina	47.431	842	-	-	-	
Cama (40%) + Vinhoto (60%)	-	-	-	-	1.574	
	----- Emissões evitadas de GEE na digestão anaeróbia (ton de CO _{2e} .ano ⁻¹) -----					
Monodigestão anaeróbia	-	11.966	5.886	5.474	-	239.297
Esterco+Gramas+Efs	-	-	2.622	10.687	-	
Esterco+Glicerina	181.835	3.330	-	-	-	
Cama (40%) + Vinhoto (60%)	-	-	-	-	17.496	
Emissões evitadas	181.835	15.296	8.508	16.162	17.496	
	----- Perdas de N e Emissões evitadas de NH ₃ (ton.ano ⁻¹) -----					
Perdas de N	22.423	569	328	1.228	559	25.106
Emissões de NH ₃	7.071	254	139	436	222	8.123

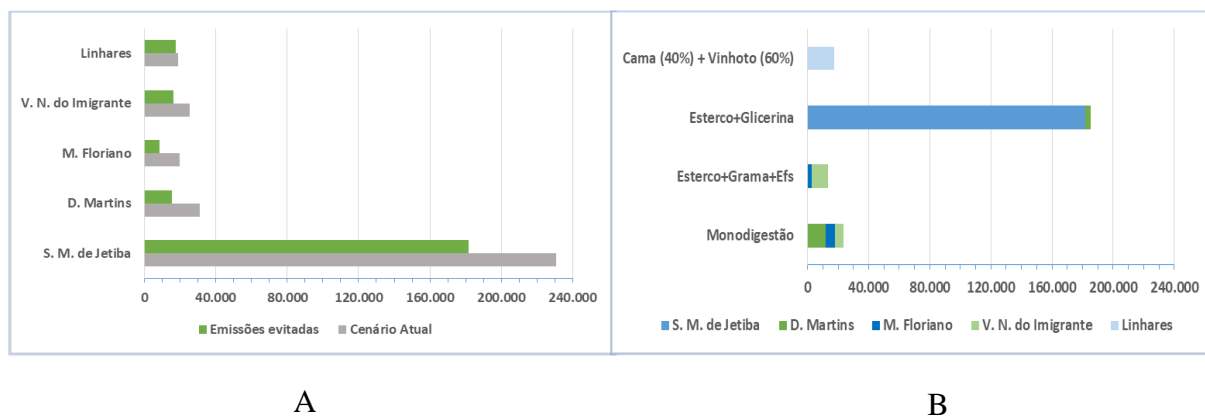
Fonte: Autoria própria.

A redução das emissões de GEE se dará, mais uma vez, de forma expressiva na sub-região de Santa Maria de Jetibá, que será responsável por 76% das emissões evitadas em relação ao cenário atual (Figura 13A). Entre as soluções analisadas de monodigestão ou codigestão anaeróbia tanto em termos de potencial energético como de evitar emissões de GEE, na área de estudo, a codigestão anaeróbia dos dejetos com glicerina G40 na região de Santa Maria de Jetibá se destaca de forma relevante (Figura 13B).

Como o cenário otimizado irá processar 90% da MS processada no tratamento atual dos dejetos, nele serão eliminados 97% e 95% das perdas de N e emissões de NH₃. Os dados mostram,

portanto, que a efetividade da digestão anaeróbia em minimizar os impactos ambientais do manejo dos dejetos via compostagem na área de estudo serão alcançados, principalmente, com o esforço de transformação do manejo na postura automatizada.

Figura 13 - Emissões evitadas de GEE por município (A) e por tipo de digestão anaeróbia do dejetos de aves (B) no cenário otimizado



Fonte: Autoria própria.

O uso de biomassas residuais como estrume animal, excesso de grama de pastagens ou os resíduos de alimentos e da indústria do biodiesel e do álcool em codigestão anaeróbia promovem ganho de sustentabilidade por melhorar o desempenho do processo (MEYER; EHIMEN; HOLM-NIELSEN, 2018) e da performance da mitigação das emissões de GEE no setor energético (O'KEEFFE et al., 2019).

O resultado superior do potencial de geração de energia elétrica nos cenários conservador e otimizado em relação ao do total de dejetos de aves em monodigestão, se dá em função do aumento da MS processada, uma vez que a codigestão anaeróbia agrega volume de matéria prima, além de estabilizar o processo (LIN et al., 2018; POULSEN; ADELARD, 2016), melhora o rendimento do biogás e o desempenho das plantas de biogás (SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018).

Porém, para que os cenários conservador e otimizado se viabilizem, os municípios ao redor de Santa Maria de Jetibá demandarão 2.108 e 15.866 ton.ano⁻¹ de glicerina G40, o que corresponde ao uso de 1,6% e 11,8% do total de glicerina produzida nos Estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e Bahia, respectivamente, uma vez que o Estado do Espírito Santo não produz glicerina (ANP, 2021). Dos cosubstratos estudados, a oferta de resíduo de alimentos, efluentes suínos e vinhoto é geralmente inferior à demanda, na maior parte das regiões. Caso a oferta de cosubstratos atendesse toda a demanda dos dejetos de aves no cenário conservador, o potencial total de energia da codigestão anaeróbia somaria 293 MWe, um valor 8,2 vezes superior à

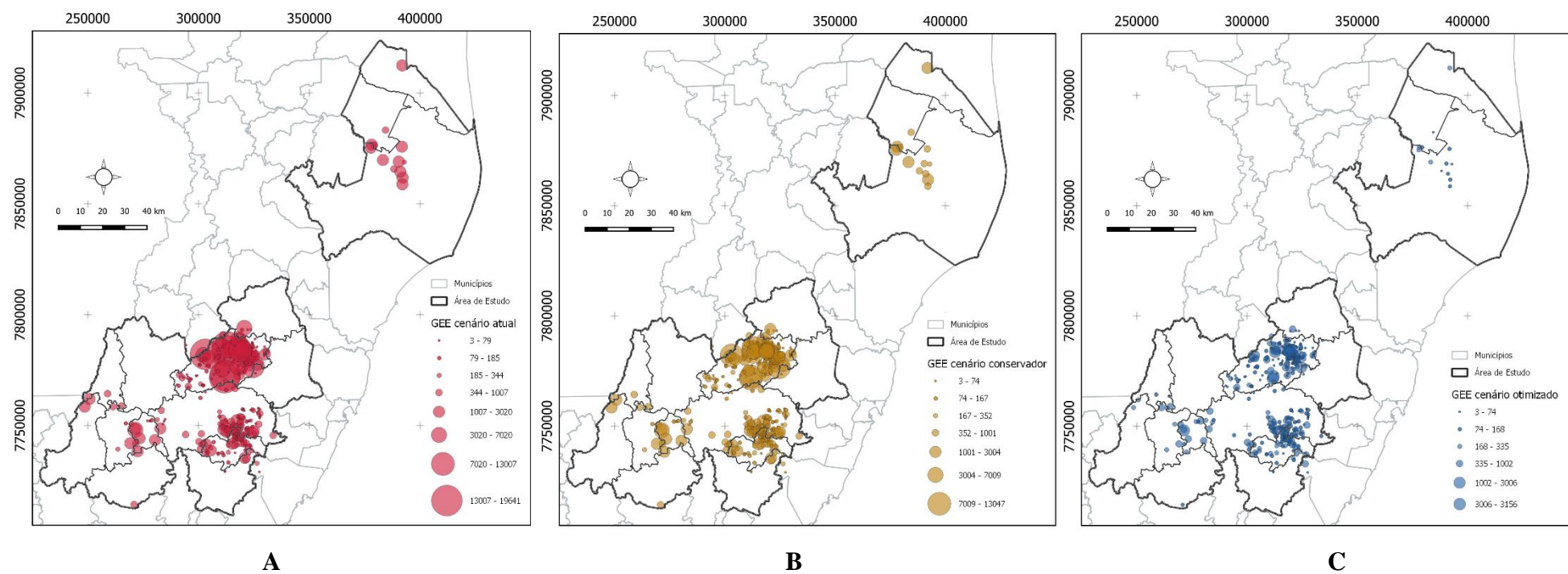
somada com o uso do *Ind* dos cosubstratos, demonstrando que a indisponibilidade de cosubstratos (demanda maior que a oferta) é um limitante importantíssimo para a codigestão anaeróbia (KANANI et al., 2020). A elevada demanda de glicerina G40 e a distância de suas fontes de oferta em relação à área de estudo estabelecem ainda dúvida sobre sua viabilidade, mesmo que a solução da codigestão anaeróbia com a glicerina G40 nos sistemas de postura, irá evitar 181 mil ton.ano⁻¹ de GEE e gerar um potencial de 64,5 MWe frente a 20,9 MWe em Santa Maria de Jetibá. Assim, serão necessários estudos de viabilidade econômica entre as opções em tela, ou mesmo sobre outras alternativas de codigestão anaeróbia, além das analisadas nesse estudo.

Os resultados mostram que, para ampliar a capacidade de processamento dos dejetos de aves na região, é necessária a implementação da digestão anaeróbia em monodigestão e em codigestão. A opção tecnológica da monodigestão anaeróbia poderá ser necessária, e ela é considerada possível dada as soluções já implementadas ao redor do mundo (FUCHS et al., 2018; SHARMA; ESPINOSA-SOLARES; HUBER, 2013; ULUSOY et al., 2018; YIN et al., 2019).

Os resultados de emissões evitadas de GEE foram de 24% e 73% nos cenários conservador e otimizado, respectivamente, em relação o cenário atual, e se mostraram superiores em relação a outros estudos. De acordo com o Inventário de GEE da Turquia, as emissões de GEE do gerenciamento de dejetos podem ser reduzidas em 1,13% do total com o aproveitamento potencial de biogás (ERSOY; UGURLU, 2020), valor muito inferior ao calculado nesse estudo, mas que não teve a demonstração dos cálculos. Em fazendas produtoras de porcos, que possuem sistemas de armazenamento líquido de dejetos, cuja emissão de CH₄ é acentuada, a digestão anaeróbia mitigou as emissões de GEE em 46% (Wang et al, 2020). O estudo em tela trabalhou com emissões medianas de GEE (DANIEL-GROMKE et al., 2015) no cálculo do potencial de atenuação de impactos via digestão anaeróbia, portanto, se baseou em sistemas de controle muito efetivos (O'KEEFFE et al., 2019), o que justifica em parte esse resultado.

O exercício dos cenários conservador e otimizado ressalta a importância dos sistemas de produção SPaut na concentração dos impactos ambientais da atividade da avicultura no que tange às emissões de GEE e NH₃ e perdas de N no manejo dos dejetos, dado à sua elevada contribuição apesar de menor ocupação de área espacial. Além disso, os cenários mostram que a digestão anaeróbia tem grande potencial energético e de atenuação desses impactos ambientais como pode-se observar na intensidade e distribuição das emissões de GEE nos 3 cenários estudados (Figura 14).

Figura 14 - Distribuição e intensidade das emissões de GEE nos cenários atual (A), conservador (B) e otimizado (C) na área de estudo.
Fonte: Autoria própria



A aplicação da metodologia de mapeamento dos sistemas aviários e distribuição das usinas e emissão de GEE (Figura 6, Figura 12 e Figura 15) permitiu um grande detalhamento do conhecimento da distribuição dos dejetos, do seu potencial e poder de mitigação de forma muito clara, em alta escala. Sua aplicabilidade será útil, uma vez que a produção de biogás tende a ser predominantemente descentralizada e fortemente dependente de matérias-primas locais e regionais. Portanto, compreender que tipo de sistemas de biogás podem operar dentro de uma região e os fatores regionais que influenciam é crucial para determinar o potencial de mitigação de GEE (O'KEEFFE et al., 2019) ou para subsidiar análises de viabilidade econômica, permitindo desenvolver o planejamento sustentável da localização de usinas de biogás (SCARLAT et al., 2018). Pode-se a partir desse estudo, se desenvolver um planejamento de alta precisão, para se estabelecer estratégias de política pública e de soluções ambientais. As análises desenvolvidas aqui, no entanto, são restritas por terem considerado apenas a fase do manejo dos dejetos e novos estudos devem ser desenvolvidos para considerar outros fatores como ciclo de vida, armazenamento e aplicação de digestado, alternativas de aproveitamento do biogás, viabilidade econômica entre outros (LIN et al., 2018).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Na caracterização da área de estudo foram encontradas e mapeadas 2086 unidades de produção, que ocupam 2,242 milhões de m² de área, com 5 sistemas de produção, sendo eles de postura automatizada (SPaut), de postura californiana com alimentação automática (SPca), de postura californiana com alimentação manual (SPcm), de corte em galpões não climatizados (SCpn) e de corte em galpões climatizados (SCpp). Os sistemas mapeados variam em termos de densidade de aves e produzem 3 tipos de dejetos: esterco fresco (SPaut), esterco seco (SPca e SPcm) e cama de frango (SCpp e SCpn). A população de aves foi estimada em 38,397 milhões de cabeças e geram 812,7 mil ton.ano⁻¹ de dejetos. Os sistemas SPaut ocupam 17% da área de galpões, mas abrigam 45% da população de aves e respondem por 76% dos dejetos gerados. Os demais sistemas de postura, californiano e de corte, respondem por 22% e 34% da população de aves e 6 e 26 %, 6 e 13% e 3 e 11 % das emissões de GEE e NH₃ e perdas de N, respectivamente.

No cenário atual, os dejetos avícolas gerados possuem um potencial de produção de CH₄ em monodigestão anaeróbia de 76.410 mil m³.ano⁻¹ e uma capacidade de gerar 35,55 MW em usinas de geração de energia elétrica, sendo os sistemas SPaut responsáveis por 59% desse potencial. Os sistemas de corte e postura californianos contabilizam o potencial de 26% e 15%, respectivamente, do montante total. No conjunto do potencial elétrico, 81% das propriedades mapeadas possuem potencial inferior a 100 kWe, somando 29% do potencial total.

Os sistemas na região, somados, emitem e 326.104 e 9.862 ton.ano⁻¹ de CO_{2e} de GEE e NH₃, respectivamente e uma perdem 25.798 ton.ano⁻¹ de N no manejo da compostagem. O sistema SPaut responde por 68%, 81% e 87% das emissões de GEE e NH₃ e perdas de N, respectivamente, no manejo dos dejetos pós-produção, mas antes da sua aplicação no solo como fertilizante orgânico. e os demais sistemas de postura, californiano e de corte, respondem por 68%, 81% e 87% das emissões de GEE e NH₃ e perdas de N, respectivamente, no manejo dos dejetos pós-produção, mas antes da sua aplicação no solo como fertilizante orgânico.

Foram propostos 2 cenários, conservador e otimizado, em relação ao atual, sendo o cenário conservador baseado na codigestão anaeróbia a partir do aproveitamento de 40% dos dejetos com resíduos vegetais, efluente suíno, cortes de grama (capim), Glicerina G40 ou vinhoto, de acordo com um índice de oferta (*Ind*) sub-regional desses cosubstratos. Como resultado do cenário conservador, o aproveitamento energético dos resíduos poderá gerar 27,23 MW de energia elétrica, uma capacidade inferior em 76,6% à capacidade de energia total em

monodigestão anaeróbia. A implementação do Cenário conservador evitará 78,4, 9,65 e 3,59 mil ton.ano⁻¹ de GEE e NH₃ e perdas de N respectivamente, representando 24, 37,4 e 36,4% nas emissões. No entanto, a oferta inferior à demanda de cosubstratos para realização do cenário conservador, mostrou-se um limitante para a sua consecução, possibilitando a realização de um potencial elétrico inferior em 8,2 vezes à soma do potencial total sem o uso do *Ind* dos cosubstratos.

O cenário otimizado prevê o aproveitamento dos dejetos avícolas em monodigestão e em codigestão anaeróbia, de acordo com o maior potencial de geração de energia elétrica para as propriedades com potencial superior a 50 kWe. O desenvolvimento do cenário otimizado permitirá o aproveitamento energético de 226 usinas com potencial elétrico total de 86,4 MWe, uma capacidade superior em 3 vezes à do potencial elétrico da totalidade dos dejetos em monodigestão anaeróbia. A viabilização desse cenário demandará um volume de 15,87 ton.ano⁻¹ de glicerina G40, o que corresponde a 11% da glicerina produzida nos Estados vizinhos ao da área de estudo. O desenvolvimento do cenário otimizado irá permitir a redução das emissões de GEE em 84% das emissões totais do cenário atual e 97% e 96% das emissões de NH₃ e perdas de N, respectivamente. Considerando a limitação da oferta de cosubstratos na área de estudo, a realização do cenário otimizado deverá ser aplicada também com a solução da monodigestão anaeróbia dos dejetos de aves.

A metodologia desenvolvida de mapeamento das unidades produtivas com o apoio de base de dados da entidade sanitária local e com a revisão de literatura desenvolvida nesse estudo, permitiu a caracterização e a distribuição espacial detalhada da geração dos dejetos da avicultura, seu potencial de produção de CH₄ e de geração de energia elétrica e os impactos ambientais relacionados ao manejo dos dejetos.

O estudo desenvolvido traz resultados importantes para a construção local de iniciativas e políticas visando a mitigação de emissões de gases e perdas a partir da adoção da digestão anaeróbia. Os resultados da pesquisa podem ser aplicados localmente para o aperfeiçoamento do manejo dos dejetos avícolas por meio da digestão anaeróbia, como tem sido observado em outros países e regiões.

A concentração dos dejetos da avicultura nos sistemas SPaut eleva de forma significativa as emissões de GEE e NH₃ e as perdas de N no manejo dos dejetos no cenário atual, conforme Wang Yue et al (2019), porém constitui uma oportunidade de aumentar a eficiência ambiental por meio da digestão anaeróbia.

Importante que novos estudos sejam desenvolvidos a partir dos resultados alcançados, de forma a analisar o manejo dos dejetos dos sistemas produtivos mapeados considerando o ciclo de vida

das soluções e produtos gerados, a viabilidade econômica das soluções propostas, a análise de otimização e localização de usinas centralizadas para maior eficiência do aproveitamento da massa de dejetos gerados na digestão anaeróbia, as tecnologias para o aproveitamento econômico dos subprodutos da digestão anaeróbia, soluções tecnológicas para o aproveitamento dos digestados como biofertilizantes em substituição ao fertilizante orgânico produzido na compostagem, os impactos ambientais da aplicação dos biofertilizantes como condicionadores de solo, dentre outros.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABOUELENIEN, Fatma et al. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. **Bioresource Technology**, v. 159, p. 80–87, 2014.
- _____. Improved methane fermentation of chicken manure via ammonia removal by biogas recycle. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6368–6373, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.071>>.
- ABPA. **Relatório Anual 2020**. . São Paulo, SP: [s.n.], 2020.
- AGYARKO-MINTAH, Eunice; COWIE, Annette; SINGH, Bhupinder Pal; et al. Biochar increases nitrogen retention and lowers greenhouse gas emissions when added to composting poultry litter. **Waste Management**, v. 61, p. 138–149, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.027>>.
- AGYARKO-MINTAH, Eunice; COWIE, Annette; ZWIETEN, Lukas Van; et al. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. **Waste Management**, v. 61, n. May 2016, p. 129–137, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>>.
- AIRES, Airon Magno. **Desenvolvimento de um sistema para o pré-processamento da cama de frangos de corte destinada a biodigestão anaeróbia e compostagem in-vessel**. 2012. Universidade Estadual Paulista, 2012.
- _____. Dilution and Separation of Solids and Liquids of Broiler Litter for Supply of Digester. 2008, Foz do Iguaçu, PR: [s.n.], 2008. Disponível em: <<https://en.engormix.com/poultry-industry/articles/dilution-separation-physical-solids-t34578.htm>>.
- ANGELIS-DIMAKIS, Athanasios et al. Methods and tools to evaluate the availability of renewable energy sources. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 2, p. 1182–1200, 2011.
- ANP. **Anuário Estatístico 2021 - Dados Abertos — Português (Brasil)**. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/dados-abertos/anuario-estatistico-2021-dados-abertos>>. Acesso em: 31 jul. 2021.
- ARIA, Massimo; CUCCURULLO, Corrado. bibliometrix : An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>>.
- ASSOCIATION OF POULTRY PROCESSORS AND POULTRY TRADE IN THE EU COUNTRIES. **Annual report 2019**. . Brussels: [s.n.], 2019. Disponível em: <<https://www.avec-poultry.eu/wp-content/uploads/2019/10/05494-AVEC-annual-report->

2019.pdf>.

AUGUSTO, Karolina Von Zuben. **Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos em sistemas de produção de ovos: compostagem e biodigestão anaeróbia**. 2007. 131 f. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP, 2007.

AVILA, Valdir S. de et al. **Boas praticas de produção de frango de corte**. , Circular Técnica 51. Concórdia, SC: [s.n.], 2007.

AWASTHI, Mukesh Kumar et al. Influence of bamboo biochar on mitigating greenhouse gas emissions and nitrogen loss during poultry manure composting. **Bioresource Technology**, v. 303, n. February, p. 122952, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122952>>.

BEAUSANG, Ciara; MCDONNELL, Kevin; MURPHY, Fionnuala. Science of the Total Environment Anaerobic digestion of poultry litter – A consequential life cycle assessment. **Science of the Total Environment**, v. 735, n. 139494, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139494>>.

BEGUM, Sameena et al. Process intensification with inline pre and post processing mechanism for valorization of poultry litter through high rate biomethanation technology : A full scale experience. **Renewable Energy**, v. 114, p. 428–436, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2017.07.049>>.

BERNAL, M P; ALBURQUERQUE, J A; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment . A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5444–5453, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>>.

BI, Shaojie et al. Enhanced methanogenic performance and metabolic pathway of high solid anaerobic digestion of chicken manure by Fe²⁺ and Ni²⁺ supplementation. **Waste Management**, v. 94, p. 10–17, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.036>>.

BRASIL. **DECRETO Nº 4.954, DE 14 DE JANEIRO DE 2004. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura**. . Brasil: SISLEGIS. Disponível em: <<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=recuperarTextoAtoTematicaPortal&codigoTematica=1265013>>. , 2004

BUJOCZEK, G. et al. High solid anaerobic digestion of chicken manure. **Journal of Agricultural and Engineering Research**, v. 76, n. 1, p. 51–60, 2000.

BUSATO, Cynara Juliana et al. Anaerobic membrane reactor: Biomethane from chicken

manure and high-quality effluent. **Renewable Energy**, v. 145, p. 1647–1657, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.07.088>>.

CALLI, Baris et al. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 1285–1292, 2005.

CAO, Yubo et al. Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process. **Journal of Environmental Management**, v. 264, n. March, p. 110454, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110454>>.

_____. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: A meta-analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 235, p. 626–635, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.288>>.

CAPSON-TOJO, Gabriel et al. Food waste valorization via anaerobic processes: a review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 15, n. 3, p. 499–547, 2016.

CHANG, Ruixue et al. **Effects of carbon-based additives and ventilation rate on nitrogen loss and microbial community during chicken manure composting. PLOS ONE**. [S.l.: s.n.], 2020

CHEN, Hongyu et al. Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 389, n. December 2019, p. 121908, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121908>>.

_____. Influence of clay as additive on greenhouse gases emission and maturity evaluation during chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 266, n. May, p. 82–88, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.073>>.

CHEN, Wei et al. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting. **Waste Management**, v. 61, p. 506–515, 2017.

CHEONG, Dae-yeol; KIM, Jinsu; LEE, Changsoo. Improving Biomethanation of Chicken Manure by Co-Digestion with Ethanol Plant Effluent. **Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 5023, p. 10, 2019. Disponível em: <www.mdpi.com/journal/ijerph>.

CHOW, Wei Ling; CHAN, Yi Jing; POH, Phaik Eong. Co-digestion studies of saleable glycerin with palm oil mill effluent and poultry manure. **Journal of Engineering Science and Technology**, n. SOMCHE 2014 & RSCE 2014 Conference, p. 17–26, 2015.

CRUZ, Luiz Felipe Lomanto Santa et al. Análise da viabilidade técnica, econômica e ambiental das atuais formas de aproveitamento da vinhaça: fertirrigação, concentração e biodigestão. Technical, economic and environmental viability analysis of the current vinasse use: **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 29, n. SEPTEMBER 2013, p. 111–127, 2013.

- DANIEL-GROMKE, Jaqueline et al. Digestion of bio-waste - GHG emissions and mitigation potential. **Energy, Sustainability and Society**, v. 5, n. 3, p. 1–12, 2015.
- DARTORA, Valmir; PERDOMO, Carlos C.; TUMELERO, Ivone Lopes. Manejo de dejetos de suínos. **Embrapa Suínos e Aves. Boletim Informativo EMATER/RS**, p. 33, 1998. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/>>.
- DELAUNE, P B et al. Composting Poultry Litter. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 728–734, 2004.
- DIAS, Bruno O. et al. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 4, p. 1239–1246, 2010.
- DROZDZ, Danuta et al. Management of poultry manure in Poland – Current state and future perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 264, n. 110327, 2020.
- EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal - A review. **Bioresource Technology**, v. 41, n. 1, p. 9–33, 1992.
- EINARSSON, Rasmus; PERSSON, U Martin. Analyzing key constraints to biogas production from crop residues and manure in the EU: a spatially explicit model. **PLOS ONE**, v. 12, n. 1, p. 1–23, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0171001>>.
- EMBRAPA. **Mapas - Portal Embrapa**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/mapas>>. Acesso em: 19 fev. 2020.
- ERSOY, Erdinc; UGURLU, Aysenur. The potential of Turkey's province-based livestock sector to mitigate GHG emissions through biogas production. **Journal of Environmental Management**, v. 255, n. October 2018, p. 109858, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109858>>.
- ESPINOSA-SOLARES, Teodoro et al. Effect of Heating Strategy on Power Consumption and Performance of a Pilot Plant Anaerobic Digester. **Appl Biochem Biotechnol**, v. 156, p. 465–474, 2009.
- ESPÍRITO SANTO. **Atlas da Mata Atlântica do Espírito Santo**. Cariacica, ES: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2018. Disponível em: <<https://seama.es.gov.br/atlas-da-mata-atlantica-es>>.
- FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V., FNR. **Guia Prático do Biogás: geração e utilização**. 5ª Edição ed. Gulzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), 2010. v. 5. Disponível em: <biogasportal.info>.
- FUCHS, Werner et al. Tackling ammonia inhibition for efficient biogas production from chicken manure: Status and technical trends in Europe and China. **Renewable and Sustainable**

Energy Reviews, v. 97, n. April 2018, p. 186–199, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.08.038>>.

FUKAYAMA, Ellen Hatsumi. **Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante**. 2008. Universidade Estadual Paulista, 2008. Disponível em: <<http://javalı.fcav.unesp.br/sgcd/Home/download/pgtrabs/zoo/d/2833.pdf>>.

GERBER, P.J. et al. **Reducing enteric methane and livelihoods Win - Win opportunities for farmers**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2013. v. 14.

GU, Wenjie et al. Bioresource Technology Effect of Thiobacillus thioparus 1904 and sulphur addition on odour emission during aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 249, n. August 2017, p. 254–260, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.025>>.

IBGE. **Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/santo-andre/panorama>>. Acesso em: 4 dez. 2019a.

_____. **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>>. Acesso em: 29 ago. 2019.

_____. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>>. Acesso em: 20 ago. 2021b.

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA-IMA. **IN 11: Suinocultura**. [S.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.ima.sc.gov.br/index.php/downloads/licenciamento-ambiental/instrucoes-normativas-1/in11>>. , 2021

INSTITUTO JONES DOS SANTOS NEVES, IJSN. **SISTEMA INTEGRADO DE BASES GEOESPACIAIS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO (GEOBASES)**. Disponível em: <<https://geobases.es.gov.br/>>. Acesso em: 16 jan. 2019.

IPCC. Chapter 10: Emissions from livestock and manure management. **Guidel. Natl. Greenh. Gas Invent**. [S.l.]: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006a. p. 10.1–10.87. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf>.

_____. Chapter 11 - N2O Emissions from managed Soils and C2 Emissions From. **Guidel. Natl. Greenh. Gas Invent**. [S.l.]: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006b. p. 11.1 a 11.54. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf>.

_____. Chapter 2: Stationary combustion. **2006 IPCC Guidel. Natl. Greenh. Gas Invent**.

[S.l.]: The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006c. p. 2.1-2.47. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_2_Ch2_Stationary_Combustion.pdf.

_____. **Climate Change 2014: synthesis report. The Intergovernmental Panel on Climate Change.** Switzerland: THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2014. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf.

JANCZAK, Damian et al. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. **Waste Management**, v. 66, p. 36–45, 2017.

KANANI, Farah et al. Waste valorization technology options for the egg and broiler industries : A review and recommendations. **Journal of Cleaner Production**, v. 262, p. 121129, 2020.

KEENER, H. et al. Composting broiler litter. **World's Poultry Science Journal**, v. 70, n. 4, p. 709–720, 2014.

KILBRA. **Kilbra 50 anos, postura, características técnicas das linhas de produção.** Disponível em: <http://www.kilbra.com.br/pt/produtos/postura/>. Acesso em: 19 jul. 2020.

KITHOME, M.; PAUL, J. W.; BOMKE, A. A. Reducing Nitrogen Losses during Simulated Composting of Poultry Manure using Adsorbents or Chemical Amendments. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, n. 1, p. 194–201, 1999.

KREIDENWEIS, Ulrich et al. Greenhouse gas emissions from broiler manure treatment options are lowest in well-managed biogas production. **Journal of Cleaner Production**, v. 280, p. 124969, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124969>.

KUNZ, Airton; ENCARNAÇÃO, Ricardo. Tratamento de dejetos animais. In: GLEBER, Luciano; PALHARES, Júlio César Pascale (Org.). . **Gestão Ambient. na Agropecuária**. 21. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2007. p. 167–192. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/141668/1/GEBLER-Gestao-ambiental-na-agropecuaria-2007.pdf>.

KUNZ, Airton; HIGARASHI, Marta Mayumi; OLIVEIRA, Paulo Armando Victoria de. Tecnologias para o tratamento de resíduos de animais. In: PALHARES, Julio Cesar pascale; GLEBER, Luciano (Org.). . **Gestão Ambient. na Agropecuária**. 2. ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2014. p. 233–283.

KUNZ, Airton; STEINMETZ, Ricardo Luis Radis; AMARAL, André Cestonaro do. **FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA, PURIFICAÇÃO DO BIOGÁS, USO E TRATAMENTO DO DIGESTATO**. 1ª Edição ed. Concórdia, SC: Embrapa Suínos e Aves,

2019. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1108617>>.

LI, Chao et al. Assessment of regional biomass as co-substrate in the anaerobic digestion of chicken manure: impact of co-digestion with chicken processing waste, seagrass and Miscanthus. **Biochemical Engineering Journal**, v. 118, p. 1–10, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2016.11.008>>.

LIN, Long et al. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: a comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, n. June 2016, p. 151–167, 2018.

MACLEOD, Micheal et al. **Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains**. [S.l: s.n.], 2013. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i3460e.pdf>>.

MAHIMAIRAJA, S. et al. Evaluation of methods of measurement of nitrogen in poultry and animal manures. **Fertilizer Research**, v. 24, n. 3, p. 141–148, 1990.

_____. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: An incubation experiment. **Bioresource Technology**, v. 47, n. 3, p. 265–273, 1994.

MAINALI, Brijesh; EMRAN, Saad Been; SILVEIRA, Semida. Greenhouse gas mitigation using poultry litter management techniques in Bangladesh. **Energy**, v. 127, p. 155–166, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.103>>.

MAO, Chunlan et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>>.

MARIANI, Leidiane. **Biogás: diagnóstico e propostas de ações para incentivar seu uso no Brasil**. 2018. 144 f. Universidade Estadual de Campinas, 2018. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/333144/1/Mariani_Leidiane_D.pdf>.

MARTINS, R. S.; HÖTZEL, M. J.; POLETTO, R. Influence of in-house composting of reused litter on litter quality, ammonia volatilisation and incidence of broiler foot pad dermatitis. **British Poultry Science**, v. 54, n. 6, p. 669–676, 2013.

MAZZUCO, Helenice et al. Boas práticas na produção de ovos comerciais para poedeiras alojadas em gaiolas. **Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica**, v. 60, p. 60, 2016. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/159258/1/final8255.pdf>>.

MENDONÇA, Fernando Campos; RASSINI, Joaquim Bartolomeu. **Temperatura-base inferior e estacionalidade de produção de gramíneas forrageiras tropicais**. São Carlos, SP: EMBRAPA, 2006.

MEYER, A K P; EHIMEN, E A; HOLM-NIELSEN, J B. Biomass and Bioenergy Future

European biogas : Animal manure , straw and grass potentials for a sustainable European biogas production. **Biomass and Bioenergy**, v. 111, p. 154–164, 2018.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 53, DE 23 DE OUTUBRO DE 2013.** . Brasília, DF: SISLEGIS. Disponível em:

<<http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=visualizarAtoPortalMapa&chave=1684581244>>. , 2013

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Sipeagro: painel da área de Fertilizantes, Inoculantes e Corretivos.** Disponível em: <Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento>. Acesso em: 9 out. 2020.

MONTEIRO, Eliseu; MANTHA, Vishveshwar; ROUBOA, Abel. Prospective application of farm cattle manure for bioenergy production in Portugal. **Renewable Energy**, v. 36, n. 2, p. 627–631, 2011.

NICHOLSON, F. A.; CHAMBERS, B. J.; WALKER, A. W. Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. **Biosystems Engineering**, v. 89, n. 2, p. 175–185, 2004.

NICOLOSO, Rodrigo da Silveira. **Estudo técnico da destinação do fertilizante orgânico sólido produzido em uma usina de biogás no município de Concórdia-SC.** . Concórdia, SC: [s.n.], 2014.

O'KEEFFE, Sinéad et al. Give them credit-the greenhouse gas performance of regional biogas systems. **GCB Bioenergy**, v. 11, n. 6, p. 791–808, 2019.

PAUL, Subhash; DUTTA, Animesh. Resources, conservation & recycling challenges and opportunities of lignocellulosic biomass for anaerobic digestion. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 130, n. December 2017, p. 164–174, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.005>>.

PENG, Shuang et al. Addition of zeolite and superphosphate to windrow composting of chicken manure improves fertilizer efficiency and reduces greenhouse gas emission. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. Novembro 2019, 2019.

POULSEN, Tjalfe G; ADELARD, Laetitia. Improving biogas quality and methane yield via co-digestion of agricultural and urban biomass wastes. **Waste Management**, v. 54, p. 118–125, 2016.

QIU, Zhongping et al. Study on nitrogen-retaining microbial agent to reduce nitrogen loss during chicken manure composting and nitrogen transformation mechanism. **Journal of Cleaner Production**, v. 285, p. 124813, 2021. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124813>>.

RIBEIRO, Eruin Martuscelli et al. GHG avoided emissions and economic analysis by power generation potential in posture aviaries in Brazil. **Renewable Energy**, v. 120, p. 524–535, 2018.

_____. Power generation potential in posture aviaries in Brazil in the context of a circular economy. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 18, p. 153–163, 2016.

Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seta.2016.10.009>>.

RODRIGUEZ-VERDE, Ivan et al. Blending based optimisation and pretreatment strategies to enhance anaerobic digestion of poultry manure. **Waste Management**, v. 71, p. 521–531, 2018.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.002>>.

SANTANA, Ingrid Kely da Silva. **Emissões de gases de efeito estufa e amônia oriundas da criação de frangos de corte em múltiplos reúsos da cama**. 2016. 128 f. Universidade de São Paulo, 2016.

SCARLAT, Nicolae et al. A spatial analysis of biogas potential from manure in Europe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 94, n. September 2017, p. 915–930, 2018.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.035>>.

SCARLAT, Nicolae; DALLEMAND, Jean François; FAHL, Fernando. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457–472, 2018. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>>.

SCHWINGEL, Alice Watte et al. Laying hen manure in anaerobic Co-Digestion with glycerin containing different glycerol and impurity levels. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 1437–1444, 2019.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos: caderno metodológico**. . Vitória, ES: [s.n.], 2019. Disponível em: <[https://seama.es.gov.br/Media/seama/Documentos/Residuos_Solidos/10 - CADERNO METODOLÓGICO DO PERS.pdf](https://seama.es.gov.br/Media/seama/Documentos/Residuos_Solidos/10_-_CADERNO_METODOLÓGICO_DO_PERS.pdf)>.

SELVAMANI, Karthikeyan; ANNADURAI, Vinothkanna; SOUNDARAPANDIAN, Sekar. Improved co-composting of poultry manure with complementary consortium of indigenous

Bacillus spp . **3 Biotech**, v. 9, n. 6, p. 1–12, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s13205-019-1745-1>>.

SHARMA, Deepak; ESPINOSA-SOLARES, Teodoro; HUBER, David H. Bioresource Technology Thermophilic anaerobic co-digestion of poultry litter and thin stillage. **Bioresource Technology**, v. 136, p. 251–256, 2013.

STEIL, Lara. **Avaliação do uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos**. 2001. 127 f. Universidade Estadual Paulista,

Araraquara, SP, 2001.

STÜRMER, B et al. Legal requirements for digestate as fertilizer in Austria and the European Union compared to actual technical parameters. **Journal of Environmental Management**, v. 253, n. October 2019, p. 109756, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109756>>.

TAMPIO, Elina. **Utilization of Food Waste via Anaerobic Digestion**. 2016. 151 f. Tampere University of Technology, 2016.

THOMPSON, J C; HE, B B. CHARACTERIZATION OF CRUDE GLYCEROL FROM BIODIESEL PRODUCTION FROM MULTIPLE FEEDSTOCKS. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 22, n. 2, p. 261–265, 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/242292393_Characterization_of_crude_glycerol_from_biodiesel_production_from_multiple_feedstocks>.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F.Y. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. **Environmental Pollution**, v. 110, n. 3, p. 535–541, 2000.

ULUSOY, Yahya et al. Energy and emission benefits of chicken manure biogas production : a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. October 2018, 2018.

VALENTI, Francesca; LIAO, Wei; PORTO, Simona M.C. Life cycle assessment of agro-industrial by-product reuse: a comparison between anaerobic digestion and conventional disposal treatments. **Green Chemistry**, v. 22, n. 20, p. 7119–7139, 2020.

WANG, Xuan et al. Bioresource Technology Influence of lime and struvite on microbial community succession and odour emission during food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 652–659, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.091>>.

WANG, Yue et al. Mitigating ammonia emissions from typical broiler and layer manure management – A system analysis. **Waste Management**, v. 93, p. 23–33, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.019>>.

WEBB, J. et al. Can UK livestock production be configured to maintain production while meeting targets to reduce emissions of greenhouse gases and ammonia? **Journal of Cleaner Production**, v. 83, p. 204–211, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.085>>.

WU, Jiaxiong et al. Alternating magnetic field mitigates N₂O emission during the aerobic composting of chicken manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 406, n. September 2020, p. 124329, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124329>>.

WU, Shui Ping et al. High-resolution ammonia emissions inventories in Fujian, China, 2009–

2015. **Atmospheric Environment**, v. 162, p. 100–114, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.027>>.

YANG, Xiao et al. Impact of composting methods on nitrogen retention and losses during dairy manure composting. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 18, p. 1–17, 2019.

YIN, Dong Min et al. Enhancing hyper-thermophilic hydrolysis pre-treatment of chicken manure for biogas production by in-situ gas phase ammonia stripping. **Bioresource Technology**, v. 287, n. May, 2019.

YOUNG, Brian Jonathan et al. Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. **Waste Management**, v. 54, p. 101–109, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.001>>.

ZHANG, Huaidan et al. Effect of Cornstalk Biochar Immobilized Bacteria on Ammonia Reduction in Laying Hen Manure Composting. **Molecules**, v. 25, p. 1560, 2020.

ZHAO, Lingying et al. Ammonia concentrations and emission rates at a commercial poultry manure composting facility. **Biosystems Engineering**, v. 150, p. 69–78, 2016.

ZHAO, Shuaixiang et al. Towards the circular nitrogen economy – A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses. v. 704, 2020.