

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**AVALIAÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DO EFEITO DA ADIÇÃO DE**  
**MINÉRIO DE FERRO DE REJEITO DE MINERAÇÃO NA PRODUÇÃO**  
**DE BIOGÁS DE EXCREMENTOS DA SUINOCULTURA**

**HELLEN LUISA DE CASTRO E SILVA**

**ITAJUBÁ**

**2020**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**HELLEN LUISA DE CASTRO E SILVA**

**AVALIAÇÃO TÉCNICA E ECONÔMICA DO EFEITO DA ADIÇÃO DE**  
**MINÉRIO DE FERRO DE REJEITO DE MINERAÇÃO NA PRODUÇÃO**  
**DE BIOGÁS DE EXCREMENTOS DA SUINOCULTURA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

**Área de concentração:**

Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

**Orientadora:**

Prof<sup>a</sup> Dra. Regina Mambeli Barros

**Coorientador:**

Prof<sup>a</sup> Dr. Ivan Felipe Silva Santos

**Itajubá**

**2020**

## **DEDICATÓRIA**

Dedico esse trabalho a Deus, aos meus pais, ao meu irmão e aos meus tios Augusta e Antônio. O amor, a ajuda e o trabalho de cada um de vocês me motivaram a ser quem eu sou e me inspiraram a chegar até aqui.

Dedico também aos professores e pesquisadores que se doam de maneira imensurável ao ensino e à ciência para tornar esse mundo melhor e mais humano.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por estar comigo todos os dias, me dando força, coragem e determinação para cumprir as etapas dessa grande jornada da vida e por providenciar pessoas especiais para o cumprimento desse trabalho, além de dar a oportunidade de desenvolver amizades incríveis ao longo desse percurso.

À minha mãe (*In memoriam*) por me proteger e guiar durante todo o caminho, e ao meu pai (*In memoriam*), por me incentivar e encorajar na área acadêmica, estando presentes em todos os dias de minha vida.

À minha madrinha Augusta e ao meu tio Antônio por acreditarem em meus sonhos, me apoiando de formas inigualáveis e sendo grandes referenciais na minha vida.

Ao meu irmão, por ser um grande amigo e sempre me incentivar em todos os meus sonhos, me dando força e coragem para persegui-los.

À minha orientadora Regina Mambelli Barros e ao meu coorientador Ivan Felipe da Silva Santos, por todo apoio, amizade e oportunidades oferecidas. Vocês são minha inspiração para a vida acadêmica, bem como na fé e na vida.

À professora Ana Lúcia Fonseca por toda a dedicação, ajuda, apoio e amizade durante todo esse trabalho. Obrigada por ser um grande exemplo como professora e pesquisadora.

Ao técnico João Victor Rocha, por toda a dedicação, suporte e amizade oferecidos nesse trabalho e durante todos os meus projetos desenvolvidos na graduação.

À bióloga Elaine Dias de Faria e ao pesquisador Marcus Senra por toda a ajuda, apoio e conhecimentos adquiridos em toxicologia aquática, essenciais para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos professores Marco Aurélio Kondracki de Alcântara e Hécio José Hizário Filho, bem como ao técnico Gabriel Caracciolo por toda a ajuda, suporte e amizade no presente estudo.

Ao professor Electo Eduardo Silva Lora por todos os ensinamentos, conselhos e suportes dados ao longo de minha jornada acadêmica.

À professora Vanessa Bezerra Menezes Oliveira, à Maria Carolina Triques e Dayane de Oliveira por toda a ajuda, suporte e ensinamentos em ecotoxicologia terrestre, além dos preciosos conselhos e amizades.

Ao Professor Evaldo Luiz Gaeta Espíndola pela concessão do laboratório de toxicologia e todo o suporte oferecido no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC - USP).

À Escola de Engenharia de Lorena (EEL) e à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), ambas pertencentes à Universidade de São Paulo, bem como aos seus corpos técnicos por toda o auxílio, apoio e suporte nas análises realizadas.

À família Triques pela recepção, pelo carinho e por todo o suporte dado na minha estadia em São Carlos.

Ao mestre Athos Moises Lopes Silva por toda a ajuda na construção da ideia desse trabalho, amizade e suporte.

Às minhas amigas Maxi Estefany Huamán Córdova e Susan Johana Benites Cañote por toda a amizade, suporte e ensinamentos passados.

Ao mestre Eruin Martuscelli e à IX Consultoria e Representações por toda a ajuda e suporte oferecidos.

Ao mestre Jonas Mendes pela ajuda na difusão de seus conhecimentos durante o trabalho.

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

À professora Daniela Rocha Teixeira Riondet-Costa por toda a ajuda, suporte e amizade oferecida ao longo desse caminho.

À professora Fabrina Bolzan por toda a ajuda e suporte oferecidos.

A todos os meus amigos que estiveram comigo ao longo dessa caminhada, me inspirando, me deixando bem mais segura do que eu poderia ser e por serem de verdade a melhor família que eu pudesse ganhar.

À Universidade Federal de Itajubá e a todos os servidores por fazerem da Universidade Pública um lugar de difusão de conhecimentos, tecnologias e ciência.

*“It’s not what the world holds for you, it is what you bring to it.”*

**Anne With An E**

*“Your reality is effervescent, beautiful and made who you are, able to see and dream what’s possible.”*

**Anne With An E**

*“Diga-me eu esquecerei, ensina-me e eu poderei lembrar, envolva-me e eu aprenderei.”*

**Benjamin Franklin**

## RESUMO

CASTRO E SILVA, Hellen Luisa de. **Avaliação técnica e econômica do efeito da adição de minério de ferro de rejeito de mineração na produção de biogás de excrementos de suinocultura**. 2020. 130 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2020.

Palavras-chave: Biogás. Excrementos de suínos. Rejeito de mineração. Elementos-traço. Análises toxicológicas.

A digestão anaeróbia representa um método de tratamento estratégico na alta geração de dejetos pela suinocultura, gerando o biogás, um tipo de combustível renovável e um substrato orgânico. Todavia, a alta variabilidade de metano, além do preço de custo e operação tornam ínfima e lenta a sua disseminação no Brasil. Nessa linha, a inovação do presente estudo consiste na utilização do rejeito de minério de ferro para otimização desse processo na suinocultura. Para o estudo, foram realizadas análises mineralógicas e toxicológicas do rejeito de mineração da Barragem de Conceição II (Empresa Vale do Rio Doce), seguidas da digestão anaeróbia do excremento em reatores sequenciais em batelada (SBRs) com dosagens rejeito/substrato de 1,56 kg/m<sup>3</sup>, 3,12 kg/m<sup>3</sup> e 4,69 kg/m<sup>3</sup> para, em seguida, avaliar-se o uso do aditivo no processo por análise de redução de constituintes orgânicos, elementos-traço, produção e composição do biogás gerado. Na última parte do estudo, foi analisada a toxicidade do substrato com a espécie *E. Crypticus*, seguida da análise econômica de todo o processo por uma metodologia de incertezas. Os resultados indicaram a presença dos elementos Fe, K, Si, Al, Mg, Ca, Na e P no aditivo, sendo obtidas a produção de  $8,41 \cdot 10^{-2}$  m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg substrato e reduções de carga orgânica de 77% e 81,4% para a máxima dosagem aplicada. O custo nivelado de eletricidade variou de 350 - 450 R\$/MWh para cenários com 50 mil e 200 mil cabeças, sendo valores não competitivos em relação à outras fontes de energia renováveis no País. A aplicação do substrato no solo foi altamente tóxica para os organismos em todos os tratamentos. Nesse sentido, apesar do uso desse resíduo nessa tecnologia ser promissor, devem ser realizados novos estudos para diminuição dos elementos-traço no fertilizante gerado.



## ABSTRACT

CASTRO E SILVA, Hellen Luisa de. **Technical and economic evaluation of the effect of adding iron ore from mining waste on the production of biogas from swine manure.** 2020. 130 p. Dissertation (Master in Environment and Water Resources) - Institute of Natural Resources, Federal University of Itajubá, Itajubá, 2020.

Keywords: Biogas. Pig manure. Mining tailings. Trace elements. Toxicological analysis.

Anaerobic digestion represents a strategic treatment method to high generation of manure by swine, generating biogas, a type of renewable fuel and an organic substrate. However, the high variability of methane and cost of operation make its dissemination in Brazil minimal and slow. In this line, the innovation of the present study consists in the use of iron ore tailings to optimize this process in pig farming. For the study, mineralogical and toxicological analyzes were carried out of the mining waste from the Conceição II (Vale do Rio Doce Company), followed by the anaerobic digestion of the excrement in sequential batch reactors (SBRs) with tailings / substrate dosages of 1.56 kg / m<sup>3</sup>, 3.12 kg / m<sup>3</sup> and 4.69 kg / m<sup>3</sup> to then assess the use of the additive in the process by analyzing the reduction of organic constituents, trace elements, production and composition of the biogas generated. In the last part of the study, the toxicity of the substrate with the species *E. Crypticus* was analyzed, followed by the economic analysis of the entire process using uncertainty methodology. The results indicated the presence of the elements Fe, K, Si, Al, Mg, Ca, Na and P in the additive, obtaining the production of 8.41.10<sup>-2</sup> m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / kg substrate and reductions in organic load of 77% and 81, 4% for the maximum applied dosage. The level cost of electricity ranged from 350 - 450 R\$ / MWh for scenarios with 50 thousand and 200 thousand heads, which values are not competitive in relation to other renewable energy sources in the country. The application of the substrate in the soil was highly toxic for organisms in all treatments. In this sense, although the promising use of this residue in this technology, further studies must be carried out to decrease the trace elements in the fertilizer generated.

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                             |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1 - Sistema agroindustrial de suínos (SAG).....                                                                                                                                                      | 23 |
| Figura 2 - Modelo independente de produção.....                                                                                                                                                             | 25 |
| Figura 3 - Sistema integrado de produção de suínos .....                                                                                                                                                    | 27 |
| Figura 4 - Principais países produtores de suínos entre 1960 e 2018.....                                                                                                                                    | 28 |
| Figura 5 - Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese .....                                                                                                                            | 35 |
| Figura 6 - Reação de Stickland.....                                                                                                                                                                         | 37 |
| Figura 7 - (a) Formação de metano pelo acetato; (b) formação de metano pelo dióxido de carbono. CoA = Coenzima A; CoM = Coenzima M .....                                                                    | 39 |
| Figura 8 - Fluxograma das etapas da metodologia .....                                                                                                                                                       | 49 |
| Figura 9 - (a) Localização do município de Itabira na região do Quadrilátero Ferrífero. (b) Região do Quadrilátero Ferrífero. (c) Ponto de coleta a jusante da barragem de Conceição II. ....               | 50 |
| Figura 10 - a) Rejeito de mineração após secagem em estufa. b) Esquema do método de quarteamento por pilha cônica.....                                                                                      | 51 |
| Figura 11 - a) <i>Daphnia similis</i> com 7 a 14 dias de idade, alcançando comprimento médio de 4 mm. b) <i>Paramecium caudatum</i> com 218 µm de comprimento, 63 µm de largura.....                        | 52 |
| Figura 12 - Ensaio toxicológico do rejeito de mineração com a espécie <i>Daphnia similis</i> após a) 24 horas de tempo de exposição. b) 48 horas de tempo de exposição. c) <i>Paramecium caudatum</i> ..... | 54 |
| Figura 13 - Tratamento dos dejetos de suínos no município de Cachoeira de Minas a) 1ª lagoa de fertilização. b) 2ª lagoa de fertilização .....                                                              | 55 |
| Figura 14 - Fluxo atual do tratamento dos dejetos de suínos na agroindústria .....                                                                                                                          | 56 |
| Figura 15 - Aparato experimental para digestão da amostra em escala piloto.....                                                                                                                             | 58 |
| Figura 16 - Digestão anaeróbia em escala experimental dos processos sequenciais. a) 1ª batelada. b) 2ª batelada.....                                                                                        | 59 |
| Figura 17 - Finalização do teste com a) Adição de álcool etílico concentrado. b) Adição do corante rosa de bengala .....                                                                                    | 65 |
| Figura 18 - Finalização do teste.....                                                                                                                                                                       | 65 |
| Figura 19 - Análise Probit da toxicidade do rejeito de mineração para o <i>Paramecium caudatum</i> durante os tempos de exposição de a) 2 horas. b) 4 horas. c) 8 horas .....                               | 75 |

|                                                                                                                                                             |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figura 20 - Análise de variação dos constituintes orgânicos para os processos sequenciais de a) 1ª batelada. b) 2ª batelada. c) controle .....              | 77  |
| Figura 21 - Análise da relação C/N para os processos sequenciais de a) 1ª batelada. b) 2ª batelada. c) controle .....                                       | 80  |
| Figura 22 - Concentrações de elementos-traço do processo sequencial de 1ª batelada para a) entrada b) M1.5. c) M3. d) M4.5 .....                            | 82  |
| Figura 23 - Concentrações de elementos-traço do processo sequencial de 2ª batelada para a) M1.5. b) M3. c) M4.5. d) controle .....                          | 83  |
| Figura 24 - Volume de biogás gerado para a) adição de aditivo no 1º processo sequencial b) adição de aditivo no 2º processo sequencial c) controle .....    | 89  |
| Figura 25 - Volume de biogás acumulado para a) adição de aditivo no 1º processo sequencial b) adição de aditivo no 2º processo sequencial c) controle ..... | 90  |
| Figura 26 - Percentuais dos elementos gerados no biogás durante o processo sequencial de 1ª batelada para a) M1.5. b) M3. c) M4.5 .....                     | 93  |
| Figura 27 - Percentuais dos elementos gerados no biogás durante o processo sequencial de 2ª batelada para a) M1.5. b) M3. c) M4.5. d) M0 .....              | 94  |
| Figura 28 - Número de organismos vivos de acordo com as dosagens aplicadas (m <sup>3</sup> /ha).....                                                        | 97  |
| Figura 29 - Sensibilidade dos valores de LCOE, em R\$/MWh, em relação ao número de cabeças e dosagens de rejeito aplicadas .....                            | 102 |
| Figura 30 - Sensibilidade da variável VPL em relação ao número de cabeças e dosagens aplicadas .....                                                        | 103 |
| Figura 31 - Histograma dos valores de LCOE em relação ao número de cabeças para a máxima dosagem de rejeito aplicada .....                                  | 104 |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                                         |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabela 1 - Planejamento experimental dos processos sequenciais .....                                                                    | 57  |
| Tabela 2 - Metodologias de caracterização físico-química do efluente.....                                                               | 59  |
| Tabela 3 - Curvas de digestão para análise de elementos-traço .....                                                                     | 60  |
| Tabela 4 - Características físico-químicas do solo natural (SN) .....                                                                   | 63  |
| Tabela 5 - Planejamento experimental do teste de toxicidade terrestre.....                                                              | 64  |
| Tabela 6 - Critérios de validação do teste .....                                                                                        | 66  |
| Tabela 7 - Componentes e custos do sistema .....                                                                                        | 67  |
| Tabela 8 - Variação dos intervalos adotados na incerteza da análise econômica.....                                                      | 69  |
| Tabela 9 - Variáveis para os cálculos energéticos do sistema.....                                                                       | 70  |
| Tabela 10 - Parâmetros físico-químicos do ensaio de toxicidade aguda do rejeito de mineração com a espécie <i>Daphnia similis</i> ..... | 74  |
| Tabela 11 - Valores de CE-50 e de UTa do rejeito de mineração para o <i>Paramecium caudatum</i> pelo método Probit.....                 | 76  |
| Tabela 12 - Concentrações ótimas de elementos-traço.....                                                                                | 88  |
| Tabela 13 - Produção, em Nm <sup>3</sup> , de metano (por kg de DQO, de DBO, de ST e de SV).....                                        | 91  |
| Tabela 14 - Critérios de validade obtidos no ensaio .....                                                                               | 96  |
| Tabela 15 - Análise estatística dos controles e tratamentos .....                                                                       | 98  |
| Tabela 16 - Faixas de pH para os tratamentos.....                                                                                       | 99  |
| Tabela 17 - Resultados econômicos para as dosagens aplicadas no processo .....                                                          | 105 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABCS – Associação Brasileira dos Criadores de Suínos
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABIPECS – Associação dos Produtores e Exportadores de Carne Suína
- ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal
- ASF – Peste suína africana
- AGCC – Ácidos graxos de cadeia curta
- AGCL – Ácidos graxos de cadeia longa
- ANA – Agência Nacional de Águas
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica
- ANOVA – Análise de variância
- ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
- C/N – Relação carbono/nitrogênio
- CC – Ciclo completo
- CE-50 – Concentração efetiva que causa a imobilidade em 50% dos organismos
- CHPs – Sistemas combinados de calor e energia
- CNTP – Condições normais de temperatura e pressão
- CTC – Capacidade de troca catiônica
- DA – Digestão anaeróbia
- DQO – Demanda química de oxigênio
- DBO -Demanda bioquímica de oxigênio
- EC – *Europe Commission* (Comissão Europeia)
- EEC – *European Economic Community* (Comunidade Econômica Europeia)
- ES – Excremento de suíno
- ESRM – Excremento de suíno mais rejeito de mineração
- AEN – Agência Estadual de Notícias
- EMBRAPII – Empresa Brasileira de Pesquisa e Inovação Industrial
- EDS – Espectroscopia de energia dispersiva
- EPA – *Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental)
- EU – *Europe Union* (União Europeia)
- EUROSTAT – *European Statistical Office* (Instituto Europeu de Estatística)

FAO – *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação)

GEEs – Gases de efeito estufa

GIZ – Corporação Alemã de Cooperação Internacional

IEA – Instituto de Economia Agrícola

LCOE – *Levelized Cost of Energy* (Custo Nivelado de Energia)

MAPA – Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento

MEV – Microscopia eletrônica por varredura

MWh – Megawatt hora

NAFTA – Tratado Norte Americano de Livre Comércio

NPCC – *National Pork Producers Council* (Conselho Nacional de Produtores de Suínos)

OFMSW – Fração orgânica de resíduos sólidos urbanos

OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico

OMC – Organização Mundial do Comércio

OIE – Organização Mundial de Saúde Animal

PIB – Produto interno bruto

PIC – *Pig Improvement Company* (Empresa de Aperfeiçoamento de Porcos)

PPC – *Professional Pig Community* (Comunidade Profissional de Porcos)

PROBIOGÁS – Projeto de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil

SAG – Sistema agroindustrial de suínos

SF – Sólidos fixos

SAT – Solo artificial

SN – Solo natural

SV – Sólidos voláteis

ST – Sólidos totais

UPD – Unidade produtora de desmamados

UPL – Unidade produtora de leitões

UNECE – *United Nations Economic Commission for Europe* (Comissão Econômica das Nações Unidas para a Europa)

USDA – *United States Department of Agriculture* (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos)

USITC – *United States International Trade Commission* (Comissão de Comércio Internacional dos Estados Unidos)

UT – Unidade de terminação

UTa – Unidade tóxica aguda

UTES – Usinas termoelétricas

VPL – Valor Presente Líquido

WF – *Wean to finish* (Criação de suínos em única instalação)

## SUMÁRIO

|      |                                                                                                                                                              |    |
|------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1    | INTRODUÇÃO .....                                                                                                                                             | 18 |
| 2    | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....                                                                                                                                   | 22 |
| 2.1  | Sistema agroindustrial de suínos e modelos de produção no brasil ....                                                                                        | 22 |
| 2.2  | Cenário mundial de produção de suínos .....                                                                                                                  | 27 |
| 2.3  | Consequências ambientais da suinocultura e aplicação do processo de digestão anaeróbia como método de tratamento .....                                       | 34 |
| 2.4  | Aplicação dos sistemas de DA: Perspectivas de avanços mundiais, potencial de aplicação na suinocultura e oportunidades de mitigação de GEEs e gargalos ..... | 41 |
| 2.5  | Utilização de aditivos minerais para otimização do processo de digestão anaeróbia na suinocultura .....                                                      | 44 |
| 3    | OBJETIVOS .....                                                                                                                                              | 48 |
| 3.1  | Objetivo geral.....                                                                                                                                          | 48 |
| 3.2  | Objetivos específicos .....                                                                                                                                  | 48 |
| 4    | MATERIAIS E MÉTODOS .....                                                                                                                                    | 49 |
| 4.1  | Amostragem do rejeito de mineração .....                                                                                                                     | 49 |
| 4.2  | Composição mineralógica do rejeito de mineração.....                                                                                                         | 51 |
| 4.3  | Teste toxicológico do rejeito de mineração .....                                                                                                             | 52 |
| 4.4  | Amostragem do substrato de excremento de suíno .....                                                                                                         | 55 |
| 4.5  | Construção dos biodigestores e planejamento experimental .....                                                                                               | 56 |
| 4.6  | Determinação dos constituintes orgânicos e elementos-traço.....                                                                                              | 59 |
| 4.7  | Determinação do volume de biogás em condições normais de temperatura e pressão (CNTP).....                                                                   | 60 |
| 4.8  | Determinação da curva de regressão do volume de biogás produzido pela ANOVA .....                                                                            | 62 |
| 4.9  | Determinação da toxicidade do substrato .....                                                                                                                | 62 |
| 4.10 | Análise econômica do processo .....                                                                                                                          | 66 |



|       |                                                                          |     |
|-------|--------------------------------------------------------------------------|-----|
| 5     | RESULTADOS E DISCUSSÃO .....                                             | 71  |
| 5.1   | Análise mineralógica do rejeito de mineração .....                       | 71  |
| 5.2   | Análise toxicológica do rejeito de mineração .....                       | 74  |
| 5.3   | Análise de variação dos constituintes orgânicos .....                    | 76  |
| 5.4   | Análise de variação dos elementos-traço .....                            | 81  |
| 5.5   | Análise da produção de biogás em escala laboratorial .....               | 89  |
| 5.6   | Análise da composição do biogás .....                                    | 92  |
| 5.7   | Análise da toxicidade do substrato .....                                 | 96  |
| 5.8   | Análise de viabilidade econômica .....                                   | 102 |
| 5.8.1 | Análise de sensibilidade .....                                           | 102 |
| 5.8.2 | Análise de implementação do processo em face dos intervalos de incerteza | 104 |
| 6     | CONCLUSÃO .....                                                          | 106 |
|       | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....                                         | 108 |

## 1 INTRODUÇÃO

O agronegócio brasileiro contribui para 21,4% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional, em que 60% está no setor agroindustrial, cujo desenvolvimento é responsável por grande parte das exportações brasileiras (TOOGE, 2020; TEJON, 2019). Entre os anos de 2017 e 2018, foi contabilizada uma receita de US\$ 1,63 bilhões, tornando o país o 4º maior produtor (40,95 milhões de cabeças) e exportador mundial, destacando-se pelas indústrias de processamento e abate, ficando atrás somente da China (683,86 milhões de cabeças), UE – 28 (270 milhões de cabeças), e EUA (133,34 milhões de cabeças) (ABPA, 2018).

Apesar desse setor contribuir positivamente para o crescimento econômico brasileiro, o constante desenvolvimento dos sistemas agroindustriais de suínos resulta a alta produção e necessidade de gerenciamento dos dejetos produzidos. Dentre os métodos de tratamento aplicados, o processo de digestão anaeróbia (DA) converte material orgânico em um combustível renovável utilizado para produzir eletricidade, calor ou combustível de veículo (SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018). Sua composição é dada por 45–65% de CH<sub>4</sub>, 30-40% de CO<sub>2</sub>, 0,3-3% de H<sub>2</sub>S, 0-1% de NH<sub>3</sub>, 0-10% de H<sub>2</sub>O, 0-5% de nitrogênio N<sub>2</sub>, 0-2% de O e 1% de H<sub>2</sub> (RUAN *et al.*, 2019).

Atualmente, o Brasil possui 39 plantas de biogás registradas, cujas potências outorgadas fornecem 196.32 MW, o equivalente a 0.0046% da potência instalada das usinas termoeletricas de todo o país. Nessa linha, apenas 0.01% da potência outorgada advém do aproveitamento energético de animais em relação às usinas termoeletricas do Brasil (ANEEL, 2020). Essa realidade é bastante distante de países como Reino Unido com produção energética de 23,53 TWh, Finlândia com 11,82 TWh, Alemanha com 10,83 TWh, Suécia com 10,19 TWh, Polônia com 5,33 TWh e Dinamarca com 4,42 TWh. (EUROBSERV'ER, 2019).

O pequeno número de usinas de biogás no Brasil decorre da sua viabilidade econômica. O alto custo do investimento, juntamente com a ausência de modelos de negócios adequados e uma estrutura de políticas retardam a disseminação dessa tecnologia em todo o país (SANTOS *et al.*, 2018). Ainda, de acordo com Rangel,

(2016), o custo mínimo de produção da energia por esses sistemas é de 105,3 USD/MWh, enquanto a tarifa aplicada por usinas termelétricas convencionais é de 86,9 USD/MWh, aproximadamente 18% menor.

Apesar disso, um mapeamento realizados por Santos *et al.* (2018a) revela que o País possui grande potencial para geração de energia, uma vez que a produção de excrementos por gatos, aves e suínos alcança a produção máxima de biogás de  $22.01 \times 10^6 \text{ Nm}^3/\text{ano}$ , correspondendo a uma produção energética de 34,38 TWh/ano. Para o setor de suinocultura, a produção máxima de biogás alcança  $1.124,81 \times 10^6 \text{ Nm}^3/\text{ano}$ , totalizando cerca de 250,71 MW e 1,76 TWh/ano, contabilizando uma redução de emissões de 0,713 MtCO<sub>2</sub>/ano (Santos *et al.*, 2018a). Contudo, apesar dessa possível contribuição energética, a alta variabilidade e o baixo rendimento da produção de CH<sub>4</sub> ao longo do processo, elemento de maior interesse energético, é encontrada em vários estudos do processo de DA de excrementos da suinocultura em razão do alto teor de água e fibras do material (COSTA *et al.*, 2017; SONG *et al.*, 2016; MATULAITIS; JUŠKIENĖ; JUŠKA, 2015; JINADASA; WAKJERA; BAKKE, 2012; MOLINUEVO *et al.*, 2008).

Nessa esfera, alguns pesquisadores relatam o aumento da eficiência do processo de DA por meio de de adições de oligoelementos, provenientes de minerais ativos, os quais contribuem para maior produção de biogás, resultado da transformação microrrgânica e enzimática de todo o processo (WILKIE *et al.*, 1986; PARAWIRA, 2012; CHAI *et al.*, 2013; LIU *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2017). Nessa linha, a aplicação de ferro, cobalto, níquel, cobre, zinco, selênio, tungstênio e molibdênio, são essenciais para o crescimento e propagação de microrganismos, sendo os principais constituintes dos sistemas enzimáticos de vários metanógenos (DEMIREL; SCHERER, 2011).

Os recentes trabalhos publicados têm exposto a utilização de minérios de ferro, os quais possuem significativa presença dos principais elementos traço contribuintes para a otimização de processos de digestão anaeróbia. Normalmente, há o custo das matérias-primas para aquisição desses minérios, resultando na elevação da despesa total para aplicação do processo. Nesse sentido, deve-se buscar novos tipos de aditivos que contenham a presença desses oligoelementos preferencialmente a

custos nulos ou mais baixos. Uma alternativa passível de ser aplicada é a utilização de minérios de ferro de rejeitos de mineração, por serem ricos em oligoelementos, os quais não possuem nenhum valor comercial (MAGALHÃES, 2018).

Além disso, não há ainda, no Brasil, uma destinação adequada para esse tipo de resíduo que é disposto, atualmente, em barragens instaladas pelo método alteamento, caracterizado como o mais antigo, simples e econômico nas quais se constroem degraus com o próprio material do rejeito, apresentando alto risco para os habitantes ao entorno (DUARTE, 2008). De acordo com a ANA - Agência Nacional das Águas (2019), 492 barragens são destinadas a contenção de rejeitos de mineração, estando 67% concentradas no Estado de Minas Gerais em que a mineração é a atividade econômica mais importante da região (JUCÁ, 2020).

Todavia o país se encontra muito aquém das condições ideais de fiscalização necessárias. Entre os anos de 2015 e 2016, houve o aumento de 29,41 % dos incidentes ocorridos em barragens, sendo reportados 6 acidentes para esse último ano. Dentre os casos mais recentes no Brasil, se destacam o rompimento das barragens de Fundão com volume de 39 milhões de m<sup>3</sup>, ocasionando a morte de 19 pessoas na cidade de Mariana (MG), e da Mina do Córrego de Feijão com volume de 11,7 milhões de m<sup>3</sup>, cujo acontecimento resultou na morte de 165 pessoas e 160 desaparecidos na cidade de Brumadinho (MG) (MELLO; GERBELLI, 2020; ALESSI, 2019; BRITZ, 2019). Nesse sentido, além dos danos socioambientais incalculáveis, a falta de disposição desse resíduo resulta grande perigo para as comunidades residentes ao entorno das barragens, além de ocasionar grande desestabilidade em todo o ecossistema.

De acordo com Yang *et al.* (2014), os rejeitos de minério de ferro são compostos, essencialmente, por óxidos de ferro, de manganês, cálcio, silício, alumínio, enxofre e fosfatos, apresentando metais pesados em alguns tipos de resíduos. A aplicação desse resíduo em processos industriais se torna convenientemente oportuna para o país pois, recentemente, houve a implementação de uma planta piloto para reaproveitamento de resíduos de mineração, a qual utiliza tecnologia pirometalúrgica. O projeto, desenvolvido por uma parceria entre o Senai Cimatec (viabilizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa e Inovação Industrial -

EMBRAPII) e a Votorantim Metais possui capacidade para 70 litros por experimento e já executou projetos de recuperação de metais em resíduos de barragens, siderúrgicos e sucatas eletrônicas (PORTAL DA MINERAÇÃO, 2017).

Na área de DA, a aplicação desse resíduo pode suprir a deficiência de oligoelementos, a qual afeta a eficiência de bioconversão e está associada a baixos desempenhos na produção de CH<sub>4</sub> (LO *et al.*, 2012). Ainda, Wang *et al.* (2017) relatam que a ausência de elementos-traço resulta a impraticabilidade de uso em domicílios rurais. Dessa maneira, a adição desses oligoelementos presentes nos resíduos de mineração pode contribuir para maior facilidade operação, fornecendo oligoelementos mistos e podendo ser mais facilmente popularizada no processo.

A partir de tudo isso, o presente estudo tem como objetivo apresentar uma investigação técnica e econômica da aplicação do minério de ferro de rejeito de mineração no processo de digestão anaeróbica de excremento de suíno de uma agroindústria do município de Cachoeira de Minas, localizado no sul de Minas Gerais, Brasil. A novidade dessa pesquisa consiste no uso desse aditivo o qual, ainda, não possui alternativas de reuso implementadas, além de ser perigosamente disposto em barragens de alteamento no país. O processo experimental foi realizado utilizando-se o pó de rejeito de mineração, em dois processos sequenciais em batelada, sendo exposta uma caracterização mineralógica e ecotoxicológica do rejeito, bem como uma análise técnica do processo, englobando análises de redução de constituintes orgânicos, percentuais dos gases gerados, quantificação do biogás para ambos os processos. Na segunda parte do estudo, foi realizada a análise de viabilidade econômica de todo o processo por meio da metodologia de incertezas proposta por Santos *et al.* (2019).

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Sistema agroindustrial de suínos e modelos de produção no Brasil

Os sistemas agroindustriais de suínos (SAGs) são compostos por agroindústrias (abatedouros/frigoríficos), distribuidores (atacado e varejo), granjas (criação de animais), indústria de alimentos e produtoras de insumos (equipamentos, genética, medicamentos, ração e vacinas) e consumidores finais (SANTINI; SOUZA FILHO, 2004).

Nesses sistemas, o setor de genética é o primeiro segmento estritamente relacionado à cadeia produtiva, no qual as casas de genética de maior relevância se originam de países desenvolvidos, sendo responsáveis pelo aprimoramento de raças ou de linhagens, tornando-as mais produtivas e menos suscetíveis a doenças. Em relação ao fornecimento de insumos, soja e milho são matérias-primas essenciais à formulação da ração animal.

As fases de cruzamento, gestação, reprodução, desmame, recria e engorda das matrizes; e também armazenamento, tratamento e disposição dos dejetos gerados nas unidades de produção abrangem todas as unidades de reprodução e de produção. Nos elos finais da cadeia, estão presentes as agroindústrias, atacadistas, varejistas, agentes exportadores e importadores, bem como as indústrias de transformação, caracterizadas pelos processamentos de subprodutos como couros, farinhas de carne, de osso e de sangue, completando o ciclo na entrega dos produtos finais aos consumidores internos e externos (GUIMARÃES *et al.*, 2017). A Figura 1 representa o esquema de um SAGS brasileiro.

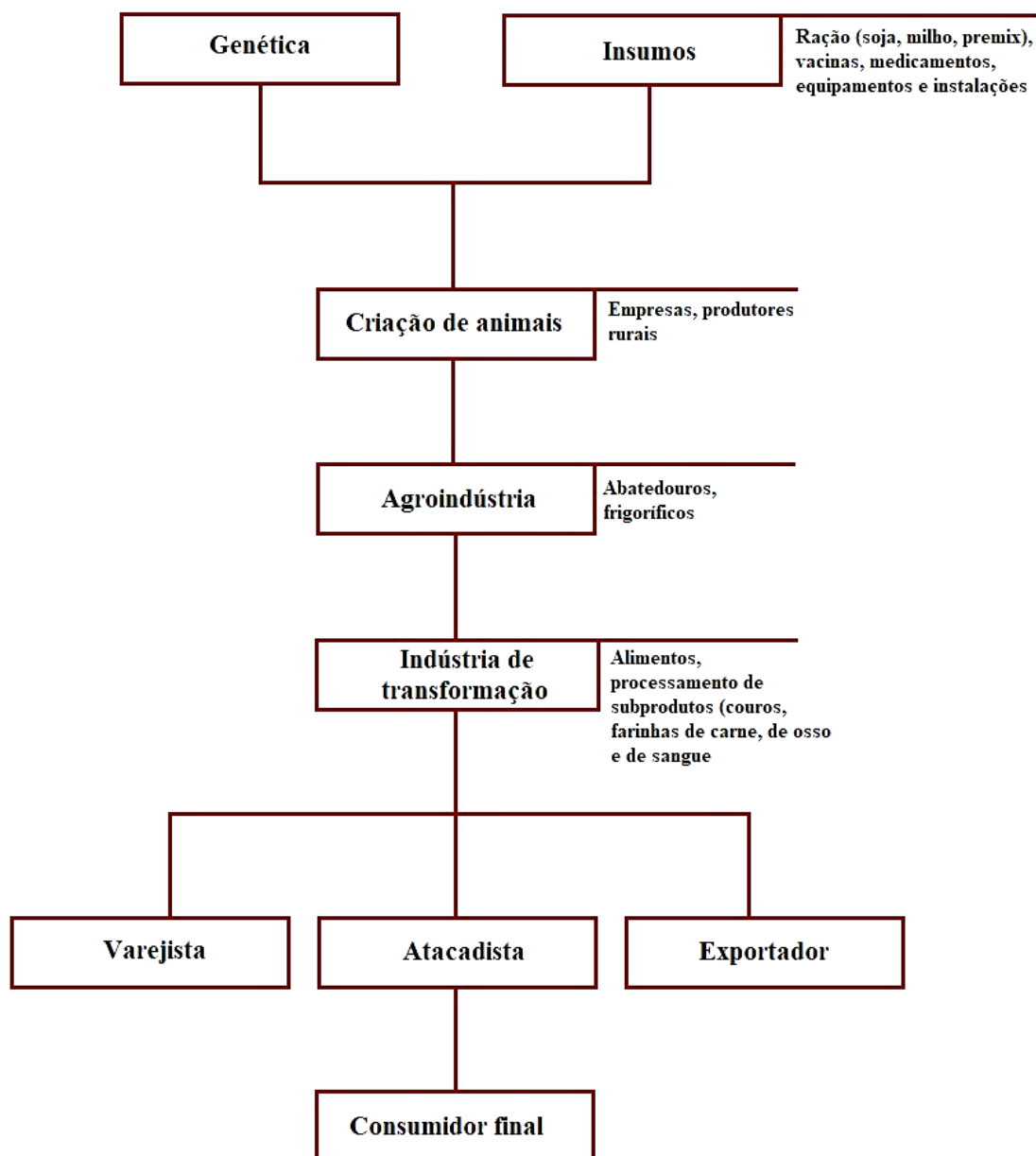


Figura 1 - Sistema agroindustrial de suínos (SAG)

Fonte: Adaptado de Guimarães *et al.* (2017)

Diversas formas organizacionais dos SAGs são atribuídas à cadeia produtiva, a qual pode ser constituída de pequenos produtores independentes, empresas regionais ou complexos produtivos verticalizados e atuantes no mercado interno e externo (SANTOS, 2011; GUIMARÃES, 2017). No Brasil, a origem desses sistemas se deu por meio de pequenos arranjos organizacionais formados pela chegada de imigrantes alemães, italianos e portugueses no século XIX, tornando a suinocultura

uma importante atividade econômica, principalmente nas regiões sudeste e sul do país.

Com o encaminhamento da banha, principal produto comercializado no país nesse século, à indústria processadora de óleo, houve o início da modificação produtiva, a qual ocasionou a modificação do padrão de alimentação dos suínos e a perda do valor no mercado de suínos “tipo banha”. Esses fenômenos resultaram mudanças na estrutura física das granjas, na alimentação dos animais, na seleção de raças com aptidão de carne e sistemas de manejo, aumentando significativamente os custos de produção e dando origem à primeiras cooperativas, que adotaram o modelo integrado pecuária/indústria, agregando maiores valores aos produtos (TERHORST; SCHMITZ, 2007).

Entre os anos de 1960 e 1970, as políticas de crédito agrícola e a criação dos primeiros programas de aperfeiçoamento genético, em 1977, como a empresa de pesquisa pública Embrapa Suínos e Aves, subordinada ao Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e privada como a Agrocere, parceirista da empresa inglesa PIC (*Pig Improvement Company*), contribuiu para a expansão das fronteiras produtivas em todo o território nacional, trazendo o primeiro núcleo genético de desenvolvimento de suínos híbridos de alto desempenho para o país (MORAES; CAPANEMA, 2012; AGROCERES PIC, 2016).

Até a década de 1990, predominava-se a produção em ciclo completo (CC), onde todas as etapas de produção de produção do animal (gestação, maternidade, creche e terminação) eram desenvolvidas no mesmo estabelecimento. Esse sistema, caracterizado como modelo independente, ainda é adotado por produtores rurais tradicionais que compram insumos e comercializam suínos com a agroindústria sem a vinculação de contratos formais, estando presente em diversas escalas em, aproximadamente, todos os estados brasileiros. Nesse sentido, o produtor possui a propriedade dos ativos produzidos, bem como as responsabilidades pelos insumos necessários e negociação do produto final, predominando-se os contratos simples de compra e venda entre esse último e a agroindústria, como exposto na Figura 2 (ABCS, 2016).



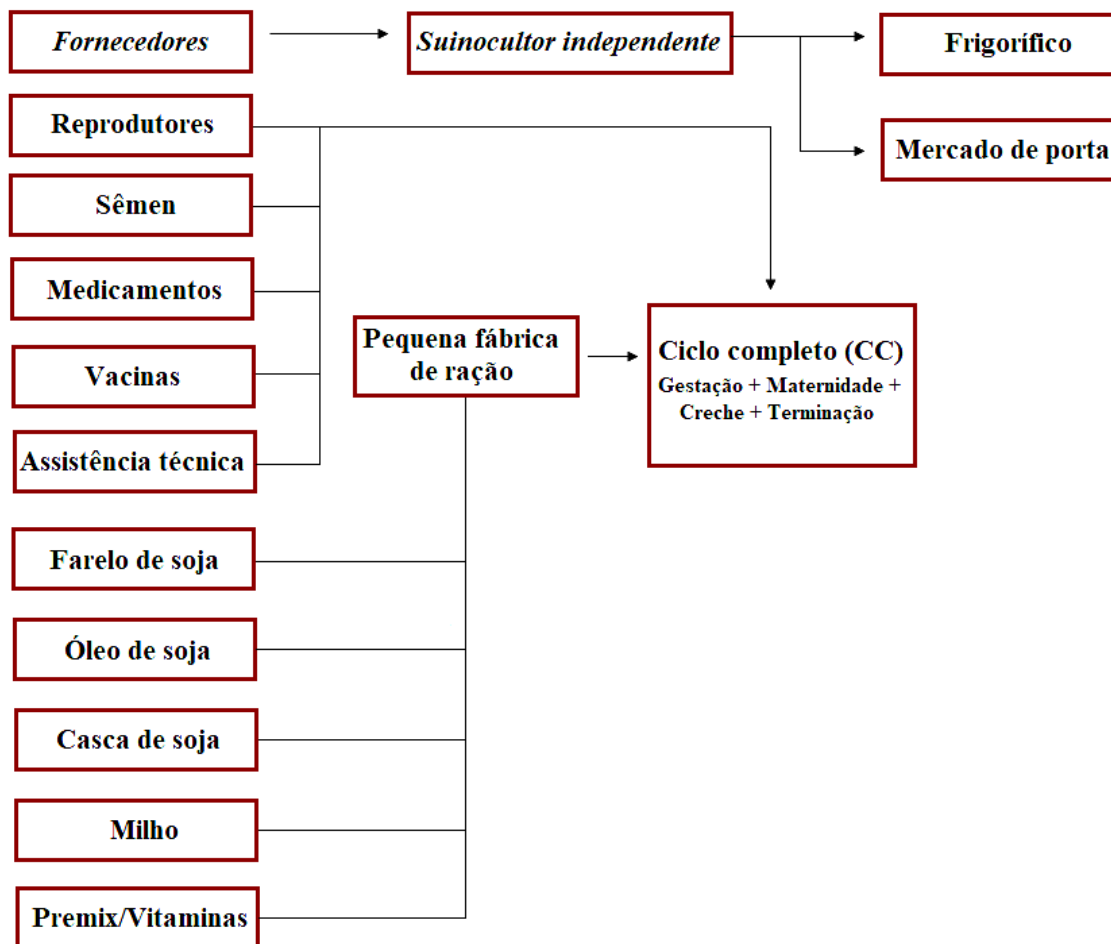


Figura 2 - Modelo independente de produção

Fonte: Adaptado de ABCS (2016).

Porém, com o endividamento da União e sua conseqüente redução na oferta do crédito agrícola acompanhada da queda do preço da soja no mercado internacional, houve a necessidade de adoção de um novo modelo de gestão governamental em todo o setor (SANTOS, 2011). Nesse segmento, o método de produção integrado surgiu no início do século XX no estado de Santa Catarina, tornando-se predominante na região Sul e difundindo-se no país. Nesse sistema, a empresa coordena as operações e fornece insumos aos produtores integrados, resultando sistemas mais especializados e a valoração específica de cada etapa, contribuindo para melhores resultados financeiros e de qualidade da carne (SANTOS, 2011). Nessa linha, é dividido em diferentes etapas de especialização, denominados crechário e unidade produtora de leitão (UPL), unidade produtora de desmamados

(UPD) e unidades de terminação (UT), contribuindo para o aumento da produção e a redução de estabelecimentos suinícolas (SOUZA *et al.*, 2013).

A fase de creche recebe leitões desmamados, sendo um momento crítico no que se refere aos cuidados com nutrição, aspectos sanitários e imunológicos. Trata-se de uma importante fase na especialização de granjas, uma vez que há a separação materna, transição de alimentação líquida (leite) para ração, transporte, mudança do ambiente e conflitos sociais de convívio, ocasionando quedas na imunidade do leitão. Subsequentemente, há a produção de leitões de, 22 a 26 kg aproximadamente compreendendo ao estágio UPL, os quais são, posteriormente, transferidos para a UT. A UPD difere-se da UPL por não possuir a fase creche, produzindo leitões de 6 kg a 21 dias, os quais são seguidamente enviados para crechários ou granjas *wean to finish (WF)* (Criação de suínos em única instalação, em português).

Esse último se caracteriza por um sistema de produção desenvolvido nos EUA na década de 1990, estando presente em vários países. Nesse método, os leitões são desmamados e encaminhados a um galpão WF, onde permanecem até o abate. Dessa maneira, o sistema deve possuir suas instalações planejadas para abrigar suínos de 6 kg até 125-145 kg, permitindo a simplificação do processo de produção e logística (ABCS, 2016). Apesar das vantagens, esse sistema demanda maior área construída e melhores condições de produção.

O modelo de produção integrado oferece maior segurança ao produtor, permitindo controlar os custos de produção, obter maiores índices de produtividade por meio da especialização, bem como controlar a qualidade dos insumos necessários de acordo com o mercado receptor do produto final, otimizando processos logísticos e garantindo o abastecimento das indústrias e mercados consumidores. Dessa maneira, é uma evolução dos sistemas tradicionais de produção, cujo agente econômico principal é a agroindústria, a qual coordena os principais insumos necessários à produção, como reprodutores, animais para engorda e rações, delegando ao suinocultor, a gestão adequada da granja e dos ativos, como matrizes e leitões produzidos. A Figura 3 apresenta o esquema do sistema integrado de produção.

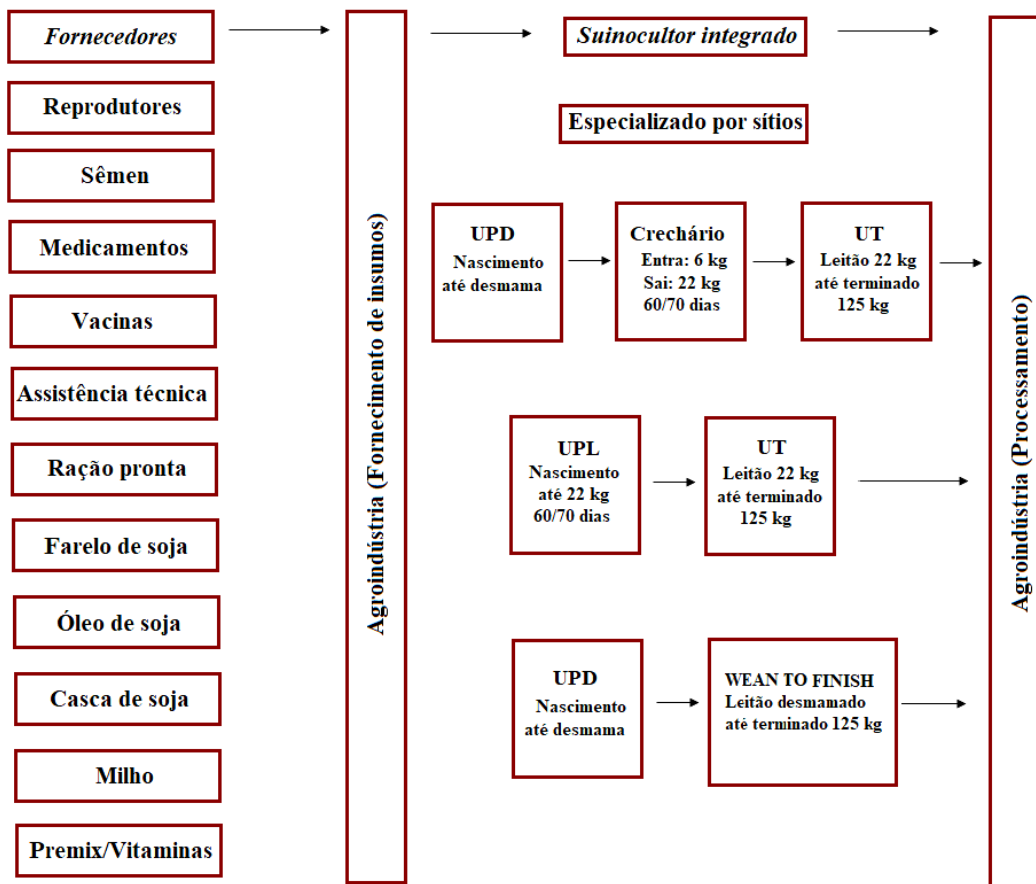


Figura 3 - Sistema integrado de produção de suínos

Fonte: Adaptado de ABCS (2016).

No caso da existência de uma instituição cooperativa, constituída por diversos cooperados que partilham os resultados de lucro com os associados, o sistema de manejo adotado pelo suinocultor depende diretamente dos ativos da cooperativa. Nesse sentido, a diversificação de negócios influencia diretamente no grau de tecnificação da granja, bem como no sistema de produção adotado pelo suinocultor. As transações entre suinocultor e cooperativa são parecidas quanto ao modelo apresentado na Figura 2.

## 2.2 Cenário mundial de produção de suínos

Os processos de globalização, bem como o aumento populacional e o aumento de renda têm contribuído para o aumento da produção global de carne. Atualmente, a carne suína é a mais consumida no mundo, representando 36% do consumo mundial

de carne, sendo seguida pelas carnes de aves e de vaca com cerca de 35% e 22%, respectivamente. Nessa esfera, os países ricos possuem maior consumo de carne, enquanto os países de renda média impulsionam a demanda (FAO, 2014a; RITCHIE, 2019).

No ano de 2018, foi contabilizada a produção mundial de 1.269.268.000 cabeças de suínos. A China aparece como proprietária do maior rebanho com 683,86 milhões de cabeças, seguida da UE – 28 (270 milhões de cabeças), dos EUA (133,34 milhões de cabeças), Brasil (40,95 milhões de cabeças), Rússia (45,25 milhões de cabeças) e Canadá (28,13 milhões de cabeças) (FAO, 2019a). O volume chinês representa mais do que o dobro produzido pela UE – 28 e cinco vezes a produção dos EUA. A Figura 4 apresenta a produção dos seis principais países produtores entre 1960 e 2018.

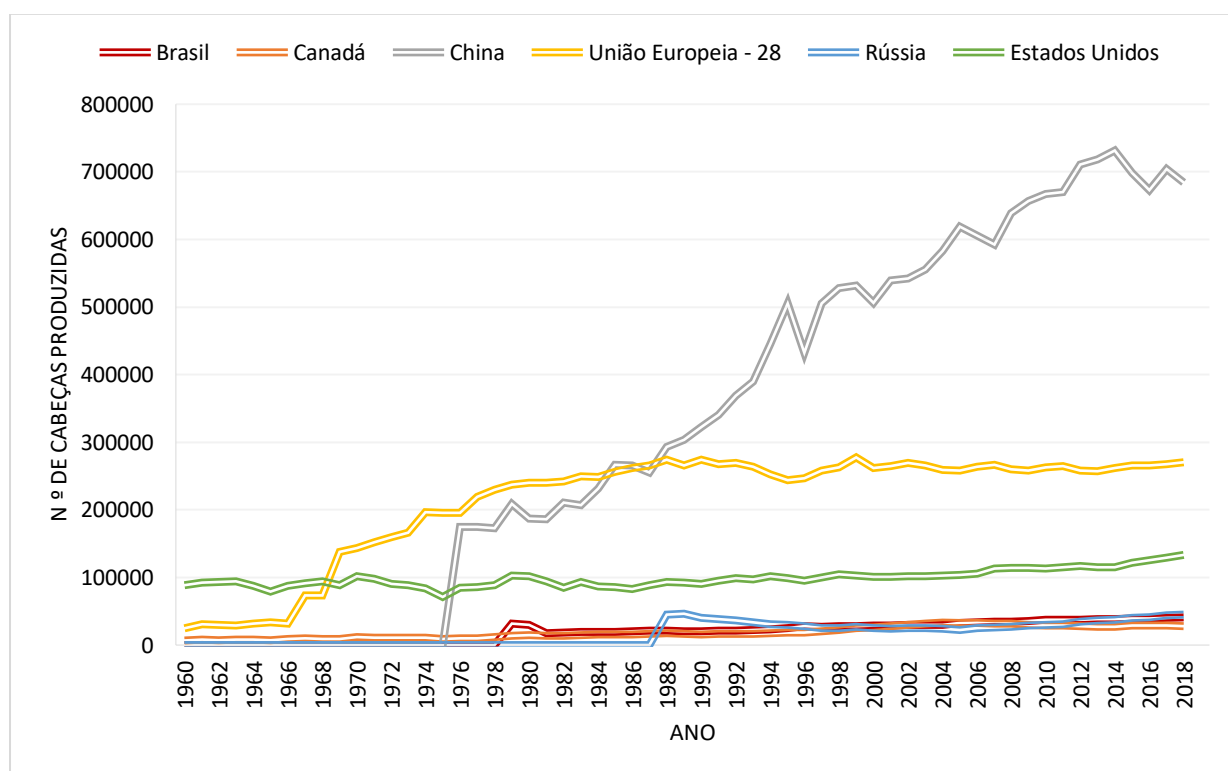


Figura 4 - Principais países produtores de suínos entre 1960 e 2018

Fonte: FAO (2019a).

A China é o maior produtor e o maior consumidor de carne suína do mundo, totalizando cerca de metade da produção (49,7%) e consumo (50,7%) globais. Por

fazer parte da cultura, a carne de porco representa, aproximadamente, 65% do consumo de proteína animal desse país (USITC, 2014). O sistema de produção do País se aproxima do modelo industrial americano, mais concentrado e próximo da indústria e caracterizado em três fases. A 1ª se deu pelo aumento do comércio de ração animal e menores restrições de importações na década de 80, enquanto a 2ª e a 3ª foram caracterizadas pela adesão desse país à Organização Mundial do Comércio (OMC) e o incentivo de políticas de produção em escala, bem como a padronização das etapas de produção suinícola e industrial, resultando o aumento da produção e a redução do modelo de “granjas de fundo de quintal” (ABCS, 2016). A produção chinesa é totalmente destinada ao mercado doméstico, sendo que, no ano de 2017, o país exportou cerca de 1,620 mil toneladas (GUIMARÃES *et al.*, 2017; ABPA, 2018). É também a quinta maior exportadora do mundo com 208 mil toneladas, ficando atrás da EU – 28 (2.857 mil toneladas), EUA (2.555 toneladas), Canadá (1.324 mil toneladas) e Brasil (697 mil toneladas) (ABPA, 2018).

Como 2º maior produtor, a UE (União Europeia) – 28 produziu 270.000 cabeças de suínos em 2018. Nessa produção, a Espanha lidera o ranking 30.804 cabeças, seguida da Alemanha (26.445 cabeças) e França (13.713 cabeças), Dinamarca (12.642 cabeças), Holanda (11.934 cabeças) e Polônia (11.027 cabeças) (EUROSTAT, 2019). É necessário destacar que o crescimento da produção ainda manteve-se lento nessa última década devido à crise financeira global, em 2008, bem como à adoção das novas regras de bem-estar animal e aos baixos preços no setor de alimentos, aliada a redução do valor monetário da moeda euro com o objetivo de aumentar o consumo estagnado do continente (ABCS, 2016). Em 2018, a maior parte das importações desse bloco advieram da Suíça (19.000 toneladas), da Sérvia (3.600 toneladas) e da Noruega (2.702 toneladas), enquanto a maior parte de exportações de bloco vai para o Leste Asiático, em particular para a China (EC, 2019). Em termos econômicos, a produção pecuária possui um papel central na economia agrícola do bloco, tendo gerado 168 bilhões de euros, em 2014, e totalizando 45,5% de todo o valor da produção agrícola (SARGA, 2015). Ainda, é esperado que o bloco se mantenha no mesmo lugar de crescimento, devido às preocupações ambientais e sociais que impactarão sua legislação interna, aliadas à dificuldade do consumo interno de carne suína. Atualmente, o bloco produz 12%

de carne suína para exportação e com o fechamento do comércio bilateral com a Rússia, houve o fechamento de um grande mercado comprador, ocasionando o aumento da oferta e baixa demanda (PIG PROGRESS, 2016).

Nos EUA, com as mudanças na estrutura organizacional das granjas após a década de 70, houve a lenta transição para os processos confinados, impulsionando a criação de granjas especializadas por fase de vida do suíno. Como consequência, houve a especialização da atividade em rápida velocidade entre os anos de 1992 a 2009, reduzindo ganho e eficiência nos custos da operação e incentivando o aumento da especialização e do número de produções sob contratos, a qual aumentou 65% nesse período (USDA, 2015). A partir disso, a indústria adquiriu o direito à propriedade dos suínos, incumbindo ao suinocultor, o fornecimento da estrutura da granja e facilidades no manejo. Outra vantagem é a redução na assimetria de informação entre suinocultores e indústria, melhorando a qualidade das decisões da gestão agropecuária, o acesso ao crédito necessário e a agilidade na transferência de informações técnicas (ABCS, 2016).

Os maiores estados produtores de suínos nos EUA localizam-se no “cinturão do milho”, esse último como principal insumo para a atividade, com exceção de Carolina do Norte, sendo: Iowa (22.800 cabeças), Carolina do Norte (9.000 cabeças), Minnesota (8.500 cabeças), Illinois (5.350 cabeças), Indiana (4050 cabeças), Nebraska (3.600 cabeças), Missouri (3.400 cabeças) e Ohio (2.950 cabeças) (USDA, 2018). As exportações americanas possuem um tratamento tarifário preferencial em alguns principais mercados, tendo isenção tarifária nos mercados do Canadá e do México, nos termos do Tratado Norte Americano de Livre Comércio (NAFTA), além de Coreia e Austrália e tendo exportações para a Rússia bloqueadas. Em relação às importações, os EUA isentam de impostos tanto o suíno vivo como sua carne resfriada ou congelada, bem como as importações provenientes de países enquanto taxam a carne suína processada e de países com acordos de livre-comércio bilaterais (USITC, 2014). Em média, a receita bruta obtida pelo país é de US\$ 20 bilhões anuais, fornecendo cerca de 550.000 empregos e movimentando um fluxo de US\$ 122 bilhões relacionados ao abate e processamento de suínos nos estados (NPPC, 2019).

No Brasil, os avanços tecnológicos se iniciaram entre o período de 1950 a 1970 com foco no melhoramento genético do rebanho, resultando o aumento da produtividade na década de 80. Em 1990, os frigoríficos brasileiros ganharam maior notoriedade nos mercados internacionais em razão dos altos investimentos em tecnologias, levando a suinocultura industrial brasileira ao alto patamar atual, podendo ser comparada às melhores do mundo, em muitos aspectos. Além da seleção genética, destacam-se os trabalhos de nutrição e manejo, os quais têm focado não somente na produtividade, mas também na qualidade da carne levando em consideração: dieta, adição de aditivos, minerais e vitaminas, que propiciam ganhos de conversão alimentar e melhorias na saúde dos animais. Outro fator é o controle sanitário, garantindo o destaque ao Estado de Santa Catarina (Região Sul do país) como área livre de aftosa sem vacinação, segundo a Organização Mundial de Saúde Animal (OIE, 2019). Conjuntamente, a climatização de granjas para proporção de maior produtividade e conforto aos animais, a automação das instalações para redução dos custos de mão de obra aliado à ampliação da capacidade de alojamento das unidades e especialização das granjas em etapas específicas de produção (UPLs, crechários e UTs) foram outros avanços implementados ao longo dos anos (ABCS, 2016).

Além disso, o crescimento relativo no aumento da carne tem se mostrado maior que o crescimento da produção em unidade animal, evidenciando maior incremento no peso médio das carcaças. Nos anos de 2011 a 2016, o número de cabeças abatidas anualmente passou de 36,4 milhões para mais de 40,7 milhões (aumento de 12%), enquanto a produção em toneladas cresceu 8%, indo de 3,36 milhões para 3,64 milhões e gerando uma movimentação da cadeia produtiva de US\$ 43,02 bilhões (ABRPECOS, 2011; ABCS, 2016; ABPA, 2016). Nesse período, a produção apresentou recuo somente em 2013, quando o tamanho do rebanho nacional sofreu um recuo de 5% após uma forte crise atingir o setor. Concomitantemente, houve redução na produção de soja e milho nos EUA, levando à elevação do preço dessas *commodities* no mercado internacional e pressionando os custos de produção de suínos no Brasil (ABCS, 2016).

Em 2018, a produção total brasileira alcançou 3,97 milhões de toneladas e exportou 646 mil toneladas, enquadrando o país como 4º maior produtor e exportador mundial. Ao analisar-se os dados de produção, o país exportou 8,7 milhões de toneladas, contabilizando 2,7 bilhões em receitas no período de 2004 a 2018 (ABPA, 2019). Em termos de produção nacional, os estados do sul lideram a posição no ranking brasileiro, tendo respondido por 64% do abate de suínos, seguidos pelas Regiões Sudeste com 20%, Centro-Oeste (14,8%), Nordeste (1,1%) e Norte (0,1%) no 4º trimestre de 2019. Nessa esfera, destacam-se as unidades de federação de Santa Catarina (mais de 376,87 mil cabeças abatidas), Minas Gerais (mais de 132,84 mil cabeças), São Paulo (mais de 85,98 mil cabeças), Mato Grosso (mais de 80,87 mil cabeças), Goiás (mais de 80,25 mil cabeças) e Mato Grosso do Sul (mais de 19,68 mil cabeças). Todavia, observa-se quedas nos estados do Paraná (menos 93,38 mil cabeças) e Rio Grande do Sul (menos 7,00 mil cabeças) (IBGE, 2019). Para esse mesmo ano, as exportações brasileiras totalizaram 54,4 mil toneladas e os embarques do setor renderam US\$ 111,4 milhões em janeiro. Ainda, no que se refere ao impacto do mercado externo, apesar do embargo da Rússia à carne brasileira, o aumento dos embarques para China e Hong Kong, no ano de 2018, foram positivos para o país. Para o início de 2018, China e Hong Kong importaram 13,5 e 17,2 mil toneladas, resultando uma receita gerada de US\$ 28,9 milhões e US\$ 34,8 milhões para a receita respectivamente (ABCS, 2018).

Na Rússia, a queda dos estoques de suínos, no final e início do século XXI, foi revertida em 2005 devido ao apoio estatal e medidas comerciais as quais incentivaram o consumo da carne no País (FAO, 2014b, GREY, 2009). No período de 2005 a 2010, a produção de carne suína da Federação Russa cresceu 49% e as importações continuaram a crescer mesmo a uma baixa taxa de 9%. Em 2010, o país importou 22% de carne suína destinada, principalmente, às atividades de processamento, responsáveis pelo abastecimento do mercado doméstico, porém, entre 2010 e 2012, o País enfrentou custos elevados de alimentação e desacelerada produção, incentivando os produtores a reduzir os estoques (FAO, 2014b). Atualmente, a carne de porco é a segunda carne mais popular na Rússia e cerca de 45% e 23% das exportações brasileiras vão para Rússia e Hong Kong a cada ano (ABCS, 2016; PPC, 2016). O país possui cerca de 20 empresas, caracterizadas



como maiores produtores e, apesar do volume da produção nacional ter atingido 4,86 milhões de toneladas em peso vivo, a Rússia espera aumentar o número de importações de porco, principalmente em razão do aumento de suprimentos no Brasil (PPC, 2016, 2019a). Em 2018, o investimento na indústria de porco foi de US\$ 720 milhões, sendo esperado, para os próximos quatro anos, o aumento do volume de exportação 200 mil para 300 mil toneladas, aumentando a capacidade de produção do país (PPC, 2019b).

No Canadá, houve uma mudança gradual da agricultura de subsistência para uma agricultura mais comercial, com fazendas especializadas, resultando o aumento do tamanho médio do rebanho e a expansão do setor de suínos no período de 1921 a 1960. Nesse sentido, de 1976 a 1981 houve rápida expansão dessa categoria, porém as altas taxas de juros e a crise financeira asiática levaram esse setor à estagnação até início da década de 1990. No período de 1996 a 2006, o país obteve crescimento significativo na economia, estimulado pelo novo Acordo de Livre Comércio da América do Norte, com o rebanho canadense chegando a, aproximadamente, 15 milhões de cabeças. A partir desse período, ocorreu seu declínio (cerca de 35,9%) em razão da queda do preço de suínos entre os anos de 2005 e 2010, a crise mundial de alimentos em 2008, secas como as do sul dos EUA e Austrália, fechamento das importações canadenses para os mercados da China e Rússia, bem como o aumento do preço do barril de petróleo e a especulação no mercado de ações que contribuíram para o aumento dos preços dos grãos, maiores itens de despesa para a produção de suínos.

Esse aumento de preço afetou fortemente a lucratividade das fazendas de suínos e ainda não retornou aos níveis anteriores. Apesar disso, em 2011, a indústria de suínos foi a 4ª maior do Canadá com recebimentos de US\$ 3,9 bilhões e com o valor do dólar canadense próximo ao do dólar americano há vários anos (com exceção no ano de 2009), as exportações canadenses são mais caras em comparação com as importações. É necessário realçar que os EUA são os principais importadores de suínos canadenses, ocorrendo forte influência dos preços dos suínos canadenses pela Bolsa de Chicago (STATISTICS CANADA, 2014). As operações de mercado se destacam pela maior proporção de granjas de criação (41,4%), seguida das

operações “*farrow-to-finish*” (estrito para o acabamento, em português) de 29,4%, que criam porcos em todas as etapas do desenvolvimento até alcançar o peso de 225-300 libras e criações de porcos para amamentação e creche (29,2%), que são focadas somente no parto e criação de leitões (STATISTICS CANADA, 2014). Atualmente, a indústria de suínos no Canadá contribui para US\$ 24 bilhões na economia, sendo planejado o investimento de US\$ 1,2 milhão pelo governo canadense com o objetivo de promover e expandir os mercados de carne suína no país (FORTUNE, 2019; GOVERNMENT OF CANADA, 2019).

### **2.3 Consequências ambientais da suinocultura e aplicação do processo de digestão anaeróbia como método de tratamento**

No século XIX, a agricultura tradicional baseava-se em pequenas instalações, cujos excrementos fertilizavam o solo enquanto os animais se alimentavam de pasto, permitindo alta integração entre o gado e a agricultura. Todavia, a implementação dos sistemas intensivos de produção levou o aumento das fazendas de gado, resultando o aumento da produção (BURTON; TURNER, 2003). Como consequência, há a geração de grandes quantidades de resíduos em áreas concentradas, levando ao excesso de esterco que não é absorvido pela agricultura local, em razão da limitação de recursos agrícolas disponíveis (SARGA, 2015). A alta geração, aliada ao acúmulo e uso indiscriminado no solos resultam a contaminação dos solos, água e atmosfera. Dessa forma, os principais problemas se concentram na impermeabilização do solo, contaminação do lençol freático, poluição das águas subterrâneas, acúmulo de organismos e elementos tóxicos, acidificação por amônia (NH<sub>3</sub>), salinização dos corpos hídricos, emissão de gases de efeito estufa (GEEs), odores, poeira e barulho (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; SARGA, 2015).

Dentre os possíveis métodos de tratamentos aplicados, o processo de DA caracteriza-se pela decomposição da matéria orgânica em atmosfera úmida na ausência de ar (potencial redox < - 200 mV) e na presença de um grupo de um grupo de microrganismos metabolicamente ativos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Como resultado, há a produção de biogás, um combustível renovável constituído de uma mistura de gases, e a

possibilidade de utilização do substrato digerido como fertilizante orgânico após a aplicação de técnicas de separação sólido/líquido (JØRGENSEN, 2009; MALDANER *et al.*, 2018). O conteúdo energético do biogás é determinado, principalmente, pelo metano (CH<sub>4</sub>), o qual varia de 50% a 75%, seguido do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), com uma quota entre 25% e 50% e 2-8% de gases traço como água (H<sub>2</sub>O), nitrogênio (N<sub>2</sub>), oxigênio (O<sub>2</sub>), traços de enxofre (S<sub>2</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>) e sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) (COSTA GOMEZ, 2013).

O processo é dividido em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, realizadas por diferentes microrganismos em sintrofia, os quais requerem diferentes condições ambientais (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). A Figura 5 expõe as etapas do processo de DA. Essas etapas serão explicadas de modo detalhado a seguir.

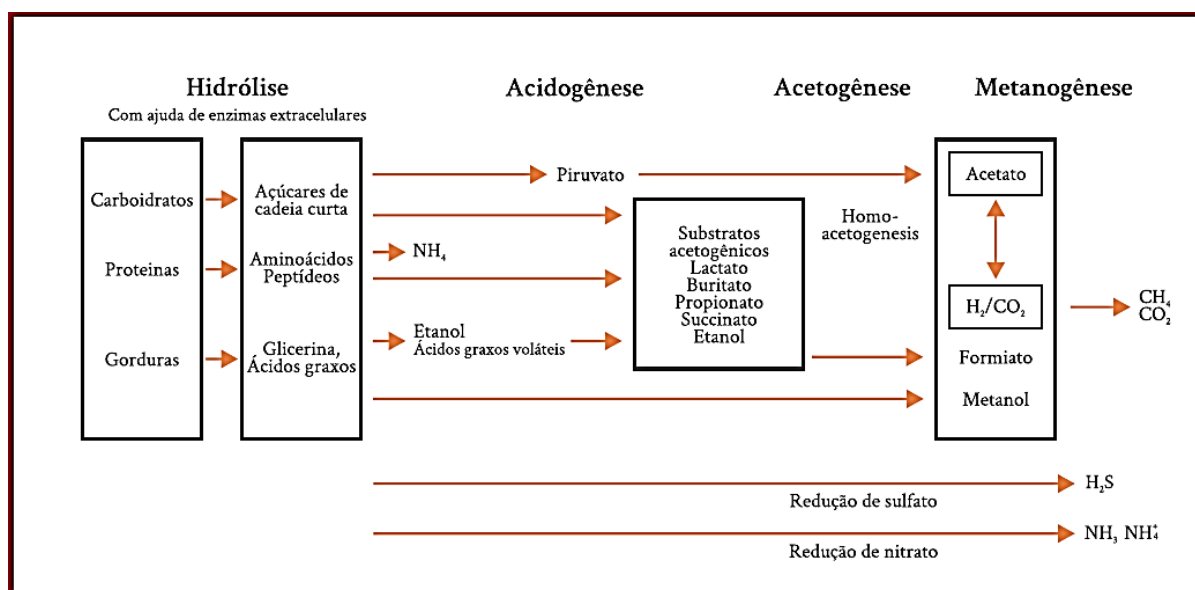


Figura 5 - Processos de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese

Fonte: KUNZ; STEINMETZ; AMARAL (2019).

## Hidrólise

Esse processo corresponde à degradação de compostos de alta cadeia polimérica como lipídeos, polissacarídeos e proteínas em substâncias orgânicas mais simples e solúveis por meio de enzimas extracelulares, produzidas pelas bactérias hidrolíticas. A importância dessa etapa na velocidade de degradação depende da característica do substrato, podendo ser uma etapa limitante na velocidade da DA quando a matéria orgânica é complexa e de difícil degradação. Nesse sentido, o tempo de degradação é de poucas horas para carboidratos e alguns dias para proteínas e lipídeos (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). As moléculas de celulose e hemicelulose são difíceis de serem degradadas pelas bactérias especializadas, em razão de estarem circundadas por lignina, sendo de difícil alcance pelas bactérias. Em razão disso, somente 40% dessas moléculas, no excremento de suínos, são decompostas em biogás. Normalmente, a concentração de CH<sub>4</sub> varia de 30-60% para excrementos de animais e outros tipos de substratos que possuem alta complexidade em cadeia (JØRGENSEN, 2009).

## Acidogênese

As substâncias hidrolisadas são utilizadas como substratos por bactérias anaeróbias e facultativas, sendo degradados a ácidos orgânicos de cadeia curta como os ácidos butírico, propiônico e acético. Ressalta-se que pressão parcial de hidrogênio durante o processo afeta diretamente o estado de oxidação dos produtos. Se for muito elevada, há ocorrência de produtos com maior quantidade de carbono (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Os carboidratos, como a glicose, são degradados em piruvato, o qual é convertido em ácido lático por *Lactobacillales* e em etanol pela ação de leveduras. Os ácidos graxos são degradados pela *Acetobacter* por  $\beta$ -oxidação. Nesse sentido, devem ser ligados a coenzima A e o processo de oxidação ocorre, seguidamente, por meio da liberação sequencial de duas unidades de carbono, na forma de acetato. Os aminoácidos são degradados em pares pelo *Clostridium Botulinum*, por meio da reação de Stickland (Figura 6), na qual um aminoácido atua como um receptor e

outro como acceptor. Como consequência, há a formação de acetado,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

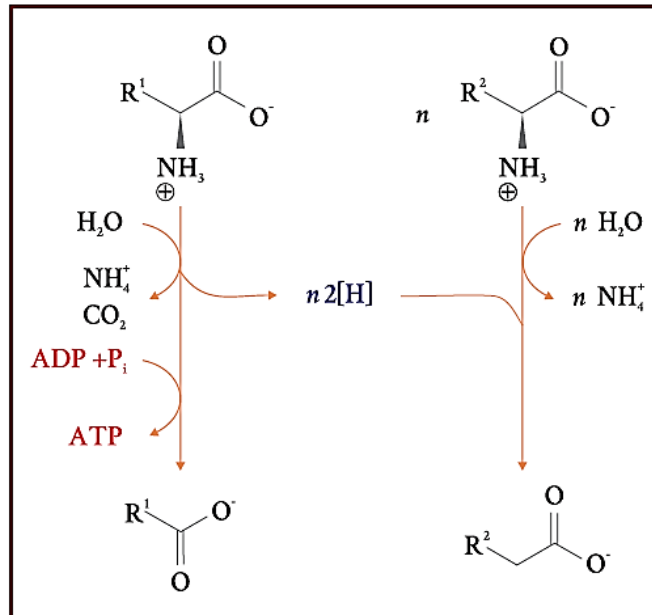


Figura 6 - Reação de Stickland

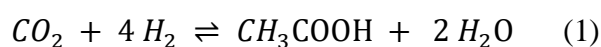
Fonte: KUNZ; STEINMETZ; AMARAL (2019).

No processo do balanço bacteriano, cerca de 50% dos monômeros, como a glicose, xilose e aminoácidos, e ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), os quais possuem mais de nove carbonos em cadeia, são decompostos em ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ). Aproximadamente 20% é convertido em  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$  e o restante é transformado em ácidos graxos de cadeia curta (AGCC), que possuem menos de seis carbonos em cadeia. Ao ocorrer um desequilíbrio desse cenário, o nível relativo de AGCC irá aumentar com o risco de acumulação, uma vez que as bactérias degradadoras de AGCC possuem baixa taxa de crescimento, não conseguindo acompanhar a constante taxa de degradação de AGCC. Nesse âmbito, a produção de ácidos graxos é crucial, tornando-se um fator limitante para o processo de produção de biogás (JØRGENSEN, 2009).

### Acetogênese

Nessa fase, as reações endotérmicas são conduzidas pelas bactérias denominadas acetogênicas, as quais estabelecem relação de simbiose com arqueas metanogênicas

e as bactérias homoacetogênicas. Os ácidos de cadeia longa são transformados em ácido de menores cadeias, como o fórmico e o acético, havendo a produção paralela de H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>. As bactérias homoacetogênicas regem o equilíbrio da direção de consumo de H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> para a produção de acetato, como exposto na Equação 1. Para a formação termodinamicamente favorável dos ácidos graxos de cadeia curta, esta deve ocorrer associada ao consumo de hidrogênio pelas arqueas metanogênicas. A sintrofia entre os organismos dos grupos distintos resulta seu crescimento, propiciando a viabilidade de produção de acetato por meio de ácidos orgânicos (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).



### **Metanogênese**

Essa etapa se dá em condições estritamente anaeróbias, nas quais, o carbono presente na biomassa é convertido a CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> por organismos metanógenos, pertencentes ao reino *Archaea*, parte de um sistema taxonômico que também compreendente eucariotos e bactérias nesse nível (JØRGENSEN, 2009).

De acordo com as vias metabólicas, as arqueas metanogênicas são divididas em acetoclásticas e hidrogenotróficas. As primeiras, como a *Methanosarcina*, convertem acetato a metano e as segundas, como as *Methanobacterium* e *Methanospirillum*, convertem H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub> em reações exotérmicas (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Os processos de formação de CH<sub>4</sub> por meio do acetato ou CO<sub>2</sub> são expostos na Figura 7.

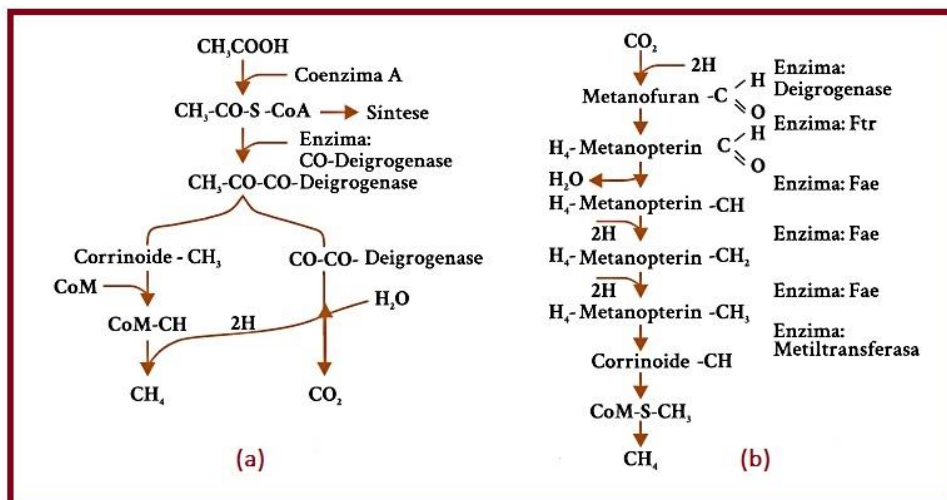


Figura 7 - (a) Formação de metano pelo acetato; (b) formação de metano pelo dióxido de carbono. CoA = Coenzima A; CoM = Coenzima M

Fonte: KUNZ; STEINMETZ; AMARAL (2019).

Alguns autores relatam a relação de produção de 70/30% de CH<sub>4</sub> entre as arqueas metanogênicas acetoclásticas/hidrogenotróficas (JØRGENSEN, 2009). Porém, outros autores constataam um dinamismo dessa relação (SILVA *et al.*, 2014). As arqueas metanogênicas acetoclásticas possuem maior sensibilidade no que tange às mudanças de pH e elevadas concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, características de substratos agropecuários, contribuindo para o predomínio das arqueas metanogênicas hidrogenotróficas nesses substratos. Nesse sentido, na eventual inexistência das metanogênicas acetoclásticas, o acetato produzido é oxidado pelas bactérias homoacetogênicas, produzindo CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> (Figura 5), que por sua vez são utilizados pelas arqueas metanogênicas para a produção de CH<sub>4</sub> (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Os metanógenos possuem a mais lenta taxa de crescimento das bactérias envolvidas no processo, se tornando, também, um fator limitante para a sua rapidez, bem como para quanto do material pode ser digerido. O crescimento desses microrganismos é de, aproximadamente, 1/5 das bactérias formadoras de ácido. Apesar de não liberarem muita energia no processo (36-131 rendimento de energia kJ/mol de CH<sub>4</sub>), a competição com bactérias redutoras de sulfato (BRS) é limitada, devido às condições anóxicas, possibilitando que sobrevivam durante o processo

(JØRGENSEN, 2009). De acordo com Barton (1995), em ambientes anaeróbios com baixo valor de potencial redox, as BRS competem com outros microrganismos anaeróbios, como bactérias fermentadoras (BF), acetogênicas (BA) e metanogênicas (BM), em razão dos substratos comuns utilizados por esses grupos, principalmente H<sub>2</sub> e Acetato. De acordo com Chou *et al.* (2008), a relação DQO/sulfato resulta a competição de BRS e BM. Os autores encontraram a razão 1:1 como sendo a máxima para prevalência das BRS em consórcio com BM para acetato como substrato.

A utilização do esterco líquido no processo de DA apresenta um alto potencial na mitigação dos gases de efeito estufa (GEEs), uma vez que as emissões de CH<sub>4</sub> geralmente representam mais de 95% das emissões de GEEs provenientes do armazenamento de estrume gerados (MALDANER *et al.*, 2018). Nessa esfera, a captura de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> durante esse processo são de grande relevância, uma vez que as emissões resultam na elevação da absorção de energia eletromagnética, resultando o aumento do efeito estufa. Ainda, a emissão do gás CH<sub>4</sub> é ainda mais preocupante, uma vez que essa molécula possui efeito estufa 28 a 36 vezes maior que o CO<sub>2</sub> aproximadamente. Dessa maneira, a implementação do processo de DA é de grande importância, uma vez que há a diminuição da emissão desses gases na atmosfera (EPA, 2017; PAGLIUSO; REGATTIERI, 2008).

Entretanto, é necessário que condições ótimas de biodegradação sejam aplicadas, como a ausência de oxigênio, temperatura em condições mesofílicas (T = 35° C) e suprimento ótimo de nutrientes, pH, elementos recalcitrantes, antibióticos, macro e micro nutrientes, relação C/N, inibição por NH<sub>3</sub> (BARROS, 2012). Além disso, pode-se aumentar o teor de matéria orgânica degradável por meio da adição de co-substratos, como resíduos alimentares e outros advindos do processamento de alimentos, juntamente com o estrume.



## **2.4 Aplicação dos sistemas de DA: Perspectivas de avanços mundiais, potencial de aplicação na suinocultura e oportunidades de mitigação de GEEs e gargalos**

O biogás pode ser convertido em eletricidade e calor em unidades de cogeração (sistemas combinados de calor e energia – CHP) após passar por processos de dessulfurização e secagem simples ou ser queimado para a produção de calor, além de poder substituir compostos de carbono em produtos plásticos. Ainda, após processo de purificação, resulta na formação de biometano, podendo ser armazenado e utilizado em todas as aplicações comumente conhecidas para gás natural, conforme restrições/permisões de legislação em cada local. e apresentando-se como um combustível flexível em motores, tornando-se de grande importância no contexto sustentável de fornecimento de energia (COSTA GOMEZ, 2013; BRASIL, 2015).

A tecnologia de biogás apresentou terceiro maior crescimento, de 12,3%, seguido pela energia solar térmica (11,5%) e biocombustíveis líquidos (10%) desde a década de 1990 até o ano de 2016. Apesar disso, a contribuição de novas fontes renováveis para o suprimento total de energia ainda é pequena. O setor, representando pelos tipos de energia eólica, solar, maremotriz, bem como os provenientes de biogás, biocombustíveis líquidos, biogás e resíduos urbanos renováveis ainda representa apenas 7,9% do total de fornecimento de energia. No entanto, constata-se que a participação no total de energias renováveis nos países da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico ou Econômico (OCDE) aumentou de 3,1% em 1990 para 35,5% em 2017. A tecnologia de biogás aumentou de 0,3% para 3%, representando um crescimento energético de 3,7 TWh para 81,2 TWh (IEA, 2018). Ainda, a meta europeia espera que a digestão anaeróbia se expanda para 20%. Todavia, esse avanço dependerá da superação 20% de energia proveniente de fontes renováveis. No entanto, essa expansão dependerá da superação da restrição que exige registro do uso do digestato como fertilizante (LOYON, 2016).

Os países pertencentes a OCDE foram responsáveis por 79,6% da produção de biogás em 2017. Nessa linha, a Alemanha possui grande participação, onde a produção de eletricidade cresceu a uma taxa média de 20% ao ano desde 1990, totalizando uma produção de 34,3 TWh em 2017 e representando 42,2% da geração total de eletricidade da OCDE a partir de biogás. Como segundo maior produtor do grupo, os EUA produziram 12,5 TWh, ou 15,4% da eletricidade proveniente de biogás. Entretanto, apesar de sua grande participação na produção, a taxa média de crescimento anual dos Estados Unidos (6,2% desde 1990) tem sido muito mais lenta em relação a dos países da UE que utilizam essa tecnologia, como a Itália e a Bélgica, as quais apresentam taxas de crescimento de 20,0% na Bélgica e 36,1% na Itália. Essa última representa o terceiro maior produtor da OCDE, tendo produzido 8,3 TWh (10,2% da produção), seguida do Reino Unido, o qual produziu 7,7 TWh (9,5% da produção) em 2017 (IEA, 2018).

No Brasil, a aplicação dessa tecnologia ainda é ínfima, contabilizando 37 plantas de biogás, cuja produção é de, aproximadamente, 148,51 MW, representando cerca de 0,35% da potência das usinas termelétricas (UTES) (ANEEL, 2019). Ainda, o reaproveitamento de excrementos da agricultura é realizado apenas por 14 companhias, as quais abrangem somente 0,46% das UTES. Esse fato decorre da tarifa mínima paga para funcionamento das UTES convencionais (86,9 USD/MWh), cerca de 18% menor quando comparado ao das usinas de biogás (105,3 USD/MWh) (RANGEL *et al.*, 2016). Todavia, um mapeamento realizado por Santos *et al.* (2018a) revela um grande potencial energético a ser explorado no país, cuja produção máxima de biogás alcança  $1124.814 \times 10^6 \text{ Nm}^3/\text{ano}$ , contabilizando cerca de 250.71 MW e 1.76 TWh/ano e uma redução de emissões de 0.713 MtCO<sub>2</sub>/ano.

É relevante destacar que a implementação de usinas de digestão de biomassa se torna ainda mais viável em razão do crescente aumento mundial de excrementos ao longo dos anos, em razão da alta produção de fluxo de resíduos advinda do modelos de produção. Uma pesquisa recente estima que, até 2030, o planeta estará gerando, aproximadamente, 5 bilhões de toneladas de dejetos por ano, com grande maioria sendo depositada pelo gado. Na Holanda, cerca de 80% das fazendas já produzem

mais esterco de vaca do que legalmente podem usar como fertilizante, enquanto a China, a maior produtora mundial de suínos, tem recorrido a medidas drásticas para tentar reduzir a quantidade de estrume descarregado nos rios. Ainda, no Reino Unido, foram registrados 424 acidentes de poluição grave em fazendas de gado leiteiro, aves e suínos relacionados ao descarte de resíduos entre 2010 e 2016 (COX, 2019).

Aliado a esse fato, a disseminação de gases nocivos, como  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{H}_2\text{S}$  pode ser letal para a população em grandes quantidades, resultando maior susceptibilidade ao desenvolvimento de doenças como asma crônica, irritação respiratória, supressão imunológica e distúrbios do humor. Os resíduos agrícolas estão entre as maiores fontes de emissão de  $\text{CH}_4$  na Europa, sendo uns dos principais contribuintes das emissões de GEEs terem quase dobrado no período de 1980 a 2010 (COX, 2019). Ainda, o setor de suinocultura emite, aproximadamente, 668 milhões de toneladas  $\text{CO}_2\text{eq}$ , no qual os sistemas industriais representam a maioria da produção e emissões. A implementação de sistemas de DA se torna relevante por abranger as fases de armazenamento, processamento e pós-processamento do estrume. As duas primeiras fases representam intensidades de emissão mais altas, cerca de 27,4%, totalizando 19,2 % na forma de  $\text{CH}_4$  e 8,2% na forma de  $\text{N}_2\text{O}$  e são advindas, predominantemente, de sistemas anaeróbicos de armazenamento em climas quentes. À vista do exposto, contribuem para o decaimento de emissões de GEEs para 5,7%, referentes às etapas de pós-processamento e transporte do estrume (FAO, 2013).

Apesar desses resultados serem positivos, o processo de DA apresenta limitações, as quais estão intimamente ligadas a problemas como diversidades de substratos (diferentes teores de lipídeos, proteínas e polissacarídeos), inibição por  $\text{NH}_3$ , lavagem da flora microbiana, bem como a alta variabilidade e baixo rendimento de  $\text{CH}_4$  (ARIF; LIAQUAT; ADIL, 2018). Esses dois últimos fatores estão entre os que colaboram para baixa atratividade econômica e implementação das usinas de biogas no Brasil.

## 2.5 Utilização de aditivos minerais para otimização do processo de digestão anaeróbia na suinocultura

Recentemente, alguns autores têm relatado que o uso de materiais suporte aplicados em biomassa com alta taxa orgânica resultam melhorias na cinética do processo de DA, mesmo a baixos tempos de retenção hidráulica (TRH). No ramo da suinocultura, foi comprovada uma eficiência de remoção de DQO de 80% a 25 °C, em reatores com suportes materiais de argila, como esmectita, saponita e sepiolita calcinada (ARIF; LIAQUAT; ADIL, 2018). Outro estudo utilizou andesito porfírico modificado como adsorvente de  $\text{NH}_4^+$  e material de leito para a DA de resíduos de suínos ricos em amônio fornecendo maior rendimento de  $\text{CH}_4$  e uma taxa de remoção de DQO de, aproximadamente, 68% para 44 dias de experimento em condições mesofílicas (WANG *et al.*, 2012). Aponte-Morales, Tong e Ergas (2016) utilizaram o zeólito chabazita particulada em um reator sequencial em batelada (SBR) obtendo a inibição da nitrificação, aliada à promoção de desnitrificação e controle de alcalinidade.

Alguns trabalhos também têm relatado o aumento da eficiência do processo de DA por meio de adições de oligoelementos, advindos de minerais ativos, resultando maior produção de biogás, advindo da transformação microrrgânica e enzimática de todo o processo (WILKIE *et al.*, 1986; PARAWIRA, 2012; CHAI *et al.*, 2013; CRUZ VIGGI *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2017). A partir disso, para análise de desempenho de estações de tratamento anaeróbias, deve ser verificada se há a deficiência de oligoelementos de acordo com as necessidades nutricionais dos metanógenos (DEMIREL; SCHERER, 2011). Assim sendo, são apresentadas, nesse tópico, atividades de pesquisa sobre a demanda e presença de nutrientes nos processos de DA de excrementos, com foco em trabalhos realizados no campo da suinocultura.

A utilização de oligoelementos, como ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), selênio (Se), tungstênio (W) e molibdênio (Mo), são essenciais para o crescimento e propagação de microrganismos, sendo os principais constituintes dos sistemas enzimáticos de vários metanógenos como *Methanosarcina barkeri*; *Methanospirillum hungatii*; *Methanocorpusculum*

*parvum*, *Methanobacterium thermoautotrophicum* and *Methanococcus voltae*, and *Methanococcus vanielli*, and *Methanococcoides methylutens* (DEMIREL; SCHERER, 2011).

Todavia, alguns metais pesados como Cu, Ni, Zn, cádmio (Cd), cromo (Cr) e chumbo (Pb) são relatados como inibidores, enquanto o Fe pode exibir um efeito estimulador ao processo dependendo de suas concentrações, sob certas condições em reações bioquímicas. A inibição do processo depende de fatores como concentração de metais em uma solúvel e iônica forma na solução, tipo de espécies metálicas, bem como a quantidade e a distribuição de biomassa no digestor ou cadeia de reações bioquímicas presentes no processo de DA. O efeito dos metais relatados é atribuível à interrupção da função e da estrutura enzimática pela ligação dos íons metálicos com o grupo tiol e outros grupos nas moléculas de proteína, bem como pela substituição de metais naturais em grupos protéticos enzimáticos (MUDHOO; KUMAR, 2013).

A exigência de Ni em digestores anaeróbios contendo excrementos como substratos tem sido reportada na literatura em razão de ser um componente do Fator F<sub>430</sub> (coenzima encontrada em todos os metanógenos, envolvida na transferência de elétrons e várias enzimas) desempenhando importante papel na estabilidade estrutural de organismos metanogênicos (SPEECE, 1983; DEMIREL, SCHERER, 2011; GARUTI *et al.*, 2018).

As adições de Ni, Co, Mo e Se, juntamente com Fe e Zn, são relatadas em alguns trabalhos. Alguns autores relatam que os teores de Fe, Cu, Ni e Zn devem ser aumentados para uma alta produtividade da fermentação do CH<sub>4</sub> (ZHANG *et al.*, 2003). Para melhor desempenho do crescimento da *Methanotheroxillum concilii*, a qual é uma mesofílica e arquea acetoclástica metanogênica, as concentrações ótimas de Fe e Ni foram de 1-5 e 0,1 µM respectivamente. No que tange aos metais cálcio e magnésio, as concentrações ótimas variaram, nessa ordem, de 250 a 500 µM, enquanto as concentrações de manganês (Mn), Co e Zn, em conjunto um com o outro, foram de 2,5; 10 e 5 µM respectivamente (PATEL; BAUDET; AGNEW, 1988).

O Fe é considerado um importante elemento traço, devendo ser fornecido durante o processo de DA (DEMIREL; SCHERER, 2011). Alguns autores relataram que a adição de FeCl<sub>2</sub> (4,4 mM) no processo de DA de excrementos suínos resultou a inibição do sulfeto (HANSEN; ANGELIDAKI; AHRING, 1999). Recentemente, alguns estudos têm se concentrado na integração do ferro zero valente (ZVI), utilizado para tratar a poluição, incluindo a presença de compostos alifáticos clorados, nitrobenzenos e corantes orgânicos (SHIRIN; BALAKRISHNAN, 2011; ZHANG *et al.*, 2006).

Nos sistemas anaeróbios integrados, o ZVI atua como doador de elétrons para metanógenos, bactérias desnitrificantes e bactérias desclorantes (SRILAKSHMI; REYES; JIM, 2005; WANG; TSENG, 2009). A sua biodisponibilidade está atrelada ao H<sub>2</sub> induzido por corrosão, utilizado para reduzir o CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub> por metanógenos hidrogenotróficos como *Methanococcus thermolithotrophicus*, *Methanobacterium thermoautotrophicum* e *Methanospirillum hungatei* (BELAY; DANIELS; 1990). Dessa maneira, o processo de corrosão ZVI pode criar um ambiente mais estável e favorável ao crescimento dos microrganismos anaeróbios, diminuindo o potencial de oxidação-redução (ORP) e o ácido tamponante (LI *et al.*, 2013). Em vista disso, os compostos redox sensíveis podem ser diretamente reduzidos na superfície do ferro, além da possível remoção de matéria orgânica pelos processos de floculação, adsorção e precipitação na medida em que há o envelhecimento dos colóides de Fe(OH)<sub>2</sub> e Fe(OH)<sub>3</sub> (NOUBACTEP, 2008).

A utilização de pó de ZVI em um sistema de tratamento anaeróbio de águas residuárias de suínos revelou que, para uma dosagem de 25 g/L de Fe a uma temperatura de 30 °C, houve um incremento de 145,5% do rendimento de CH<sub>4</sub> associado a uma relação de remoção de COT/SSV de 56,2% (WU *et al.*, 2015). Outro estudo indicou que a aplicação de 20 g/L sob a forma de microscale zero-valent iron (mZVI) para uma temperatura de 35 °C resultou o aumento de 20% a 26% do rendimento de CH<sub>4</sub>, indicando o papel positivo do Fe no processo de DA (LIANG *et al.*, 2017). Paralelamente, Feng *et al.* (2014) observou que a adição de ZVI aumentou a degradação de proteínas em 21,9% e as atividades de várias

enzimas-chave na hidrólise e acidificação aumentaram 0,6-1 vezes, além do aumento da produção de CH<sub>4</sub> de 43,5% e de lodo de 12,2%.

Recentemente, algumas pesquisas têm discutido os efeitos de antibióticos nos processos de DA de excrementos, discutindo-se o aprimoramento das atividades hidrogenotróficas pela adição de ZVI. Yin *et al.* (2018) relataram que o uso de clortetraciclina (CTC) e oxitetraciclina (OTC) afetaram negativamente a comunidade bacteriana nos estágios metanogênico e acidogênico, respectivamente, além de influenciarem negativamente as espécies *archaeas* no estágio metanogênico, resultando em baixa eficiência de conversão de energia. Ainda, as sulfonamidas são um tipo dos antibióticos mais usados na indústria suína, especialmente a sulfadiazina (SDZ), tendo sido encontradas concentrações na ordem de 91-235 mg/L no esterco suíno de acordo Yang *et al.*, 2019. Em um estudo realizado por Huang *et al.* (2019), a aplicação de 5,0 g/L de ZVI otimizou significativamente o processo de acidificação, enriquecendo as bactérias Clostridia e Bacteroidia, principais responsáveis pela produção de AGV e H<sub>2</sub>, fornecendo maior disponibilidade do substrato para a metanogênese.

Os estudos de adição de oligoelementos presentes na literatura expõem maiores rendimentos de CH<sub>4</sub> associados à expressiva redução de AGV e redução da carga orgânica nos métodos de tratamento de DA. Entretanto, devem ser realizadas mais estudos aprofundados no que tange à análise do ciclo de vida e viabilidade econômica, de tal maneira a realizar-se uma avaliação pormenorizada dos impactos do uso desses aditivos em cada uma das etapas do processo e a implementação das usinas de tratamento, sendo avaliados as receitas e custos obtidos por meio da otimização da eficiência energética.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar, de maneira técnica e econômica, o efeito de minério de ferro na produção de biogás de excrementos de uma suinocultura.

#### **3.2 Objetivos específicos**

- a) Realizar a caracterização mineralógica e toxicológica do rejeito de mineração, visando sua aplicabilidade na otimização do processo de digestão anaeróbia.
  
- b) Comparar dados de entrada e saída dos constituintes orgânicos e elementos-traço para os processos sequenciais de 1ª e 2ª bateladas com dados presentes na literatura de tal forma a analisar a eficiência das dosagens.
  
- c) Identificar as produções volumétricas de biogás e rendimentos de CH<sub>4</sub> de tal maneira a estimar o potencial energético máximo do processo.
  
- d) Realizar análises ecotoxicológicas terrestres do substrato após o processo para analisar sua aplicabilidade como fertilizante orgânico.
  
- e) Analisar a viabilidade econômica do processo para a possível implementação do sistema.



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 8 apresenta o fluxograma das etapas a serem apresentadas na metodologia.

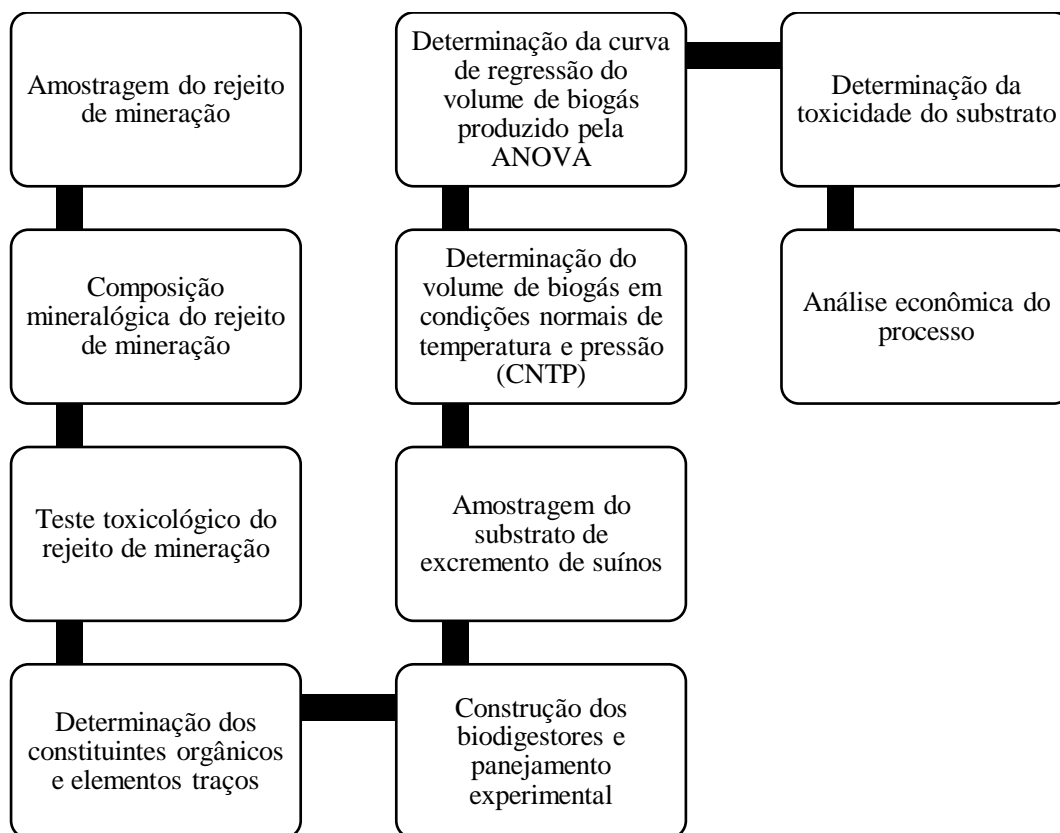


Figura 8 - Fluxograma das etapas da metodologia

### 4.1 Amostragem do rejeito de mineração

A amostra de lama do rejeito é proveniente da unidade produtiva de beneficiamento de minério de ferro da empresa VALE, Conceição II, sendo obtida por meio do processo de deslamagem. A jazida está localizada no complexo ferrífero de Itabira, o qual está inserido na extremidade nordeste da unidade geológica denominada Quadrilátero Ferrífero, cujas reservas de minério de ferro atingem a marca de 29 bilhões de toneladas, possuindo grande importância do ponto de vista econômico e ambiental e estando situado a cerca de 100 quilômetros de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais, Brasil (SANTINI; SOUZA FILHO, 2004; LAMBERTINI; OBERDIECK, 2015).

O Quadrilátero Ferrífero localiza-se na região centro-sudeste do Estado de Minas Gerais, ocupando uma área de, aproximadamente, 7.000 km<sup>2</sup>. Sua geologia

compreende uma sequência de *greenstone belt* arqueana, representado pelo Supergrupo Rio das Velhas, cercada por terrenos granito-gnáissicos arqueanos, que são sobrepostos por uma sucessão de rochas sedimentares de idade paleoproterozóica, o Supergrupo Minas (AZEVEDO *et al.*, 2012). Possui, sendo suas reservas de minério de ferro estimadas em cerca de 29 bilhões de toneladas. Além de abrigar grandes mineradoras de ferro, também conta com empreendimentos de mineração de inúmeros outros tipos de rochas e substâncias minerais, caracterizando-se como uma das mais importantes províncias minerais produtivas do país e a mais conhecida em termos geológicos (COSTA; GUMIERI; BRANDÃO, 2014).

Para a realização do processo de amostragem, coletou-se 8 litros de amostras de rejeito dispostas em ponto a jusante do sistema de contenção da Conceição II, localizado nas coordenadas geográficas 19°39'55.9"S e 43°14'40.6"W. Na Figura 9 são expostas a localização do município, bem como a região estudada e o ponto de coleta do rejeito.

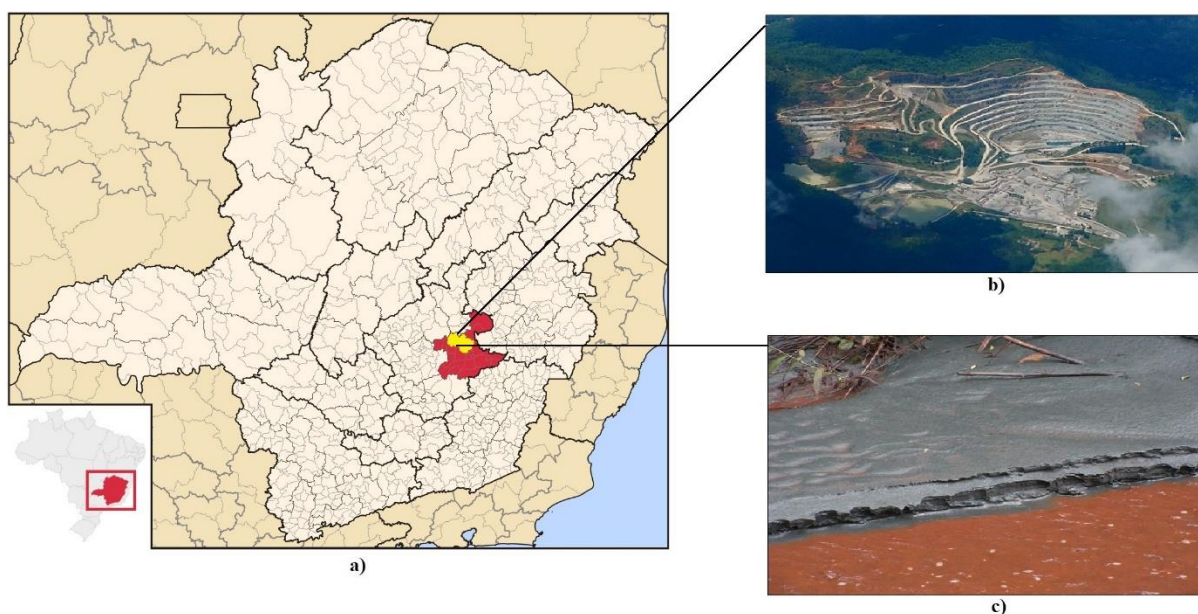


Figura 9 - (a) Localização do município de Itabira na região do Quadrilátero Ferrífero. (b) Região do Quadrilátero Ferrífero. (c) Ponto de coleta a jusante da barragem de Conceição II.

Fontes: SILVA (2019); CONHEÇA MINAS (2019).

## 4.2 Composição mineralógica do rejeito de mineração

Para a realização da caracterização mineralógica do pó de rejeito de mineração, advindo da barragem de Conceição II, foi aplicada a técnica de microscopia eletrônica de varredura (MEV) por meio de microanálises por espectroscopia de energia dispersiva (EDS). A escolha dessa técnica se dá pelo fato de fornecer imagens eletrônicas de alta resolução da superfície de diferentes materiais, resultando a digitalização com um feixe de elétrons (ARENAS-LAGO *et al.*, 2017). Nesse sentido, produz imagens com ampliação de 300.000 vezes ou mais para grande parte de materiais sólidos, conservando a compatibilidade da profundidade de campo com a observação de superfícies rugosas (BEZERRA, 2017).

Após a separação de uma pequena porção da amostra de rejeito, foi realizada a secagem prévia em estufa a 105 °C por 24 horas (Figura 10a). Para a homogeneização da amostra, foi aplicada a técnica de quarteamento por pilha cônica, a qual consiste em homogeneizar o material e formar uma pilha cônica central, garantindo uma segregação simétrica em relação ao vértice do cone formado. Constitui um método de amostragem probabilística utilizado para pequenas frações de amostras e minérios heterogêneos (STOPA, 2017). Dessa forma, a pilha foi dividida em quatro partes (numeradas de 1 a 4) originando, posteriormente, mais duas pilhas cônicas, uma formada pelas partes ímpares (1-3) e outra, pelas partes pares (2-4) formando duas amostras, como exposto na Figura 10b. Para melhor confiabilidade do método, a aplicação dessa metodologia foi realizada três vezes.

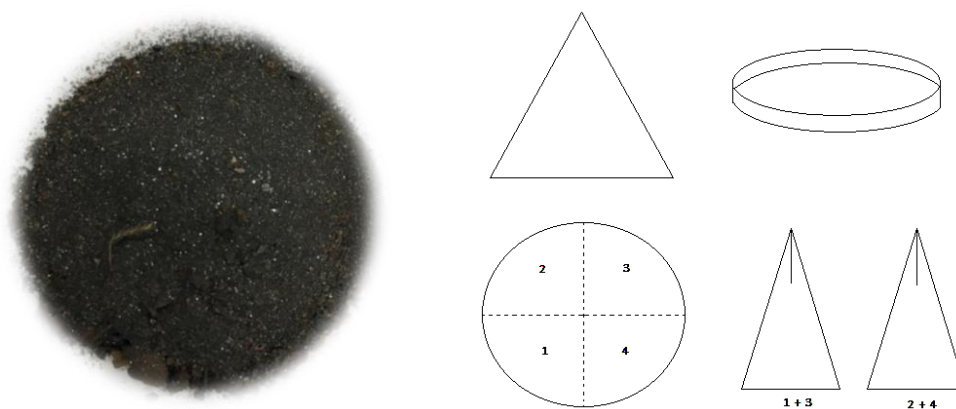


Figura 10 - a) Rejeito de mineração após secagem em estufa. b) Esquema do método de quarteamento por pilha cônica

A preparação da amostra, para análise, foi realizada utilizando uma fita de carbono dupla face, inserida no porta-amostra. Em seguida, as amostras foram recobertas com filme de ouro por meio da pulverização catódica (Quorum Q150R ES). Essa fase teve como o objetivo de recobrir a amostra com uma camada de um material condutor com o objetivo de aprimorar a aquisição de dados pela técnica de MEV. Posteriormente, foram encaminhadas para o microscópio eletrônico de varredura (EVA MA 15) para realização das análises mineralógicas.

### 4.3 Teste toxicológico do rejeito de mineração

A análise toxicológica foi realizada nos organismos *Daphnia similis*, um microcrustáceo pertencente à ordem cladocera e amplamente utilizado na avaliação de qualidade da água (ABNT, 2016), e o protozoário *Paramecium caudatum* para aplicação no processo de DA. A escolha desse último se baseia na similar distância entre filogenética entre ciliados e organismos presentes no processo de digestão anaeróbia (PROTIST, 2018), além de ser facilmente identificada em qualquer ambiente apresentando como principais vantagens a sua capacidade filtradora e rápido crescimento. Esses organismos podem ser vistos na Figura 11a e Figura 11b.

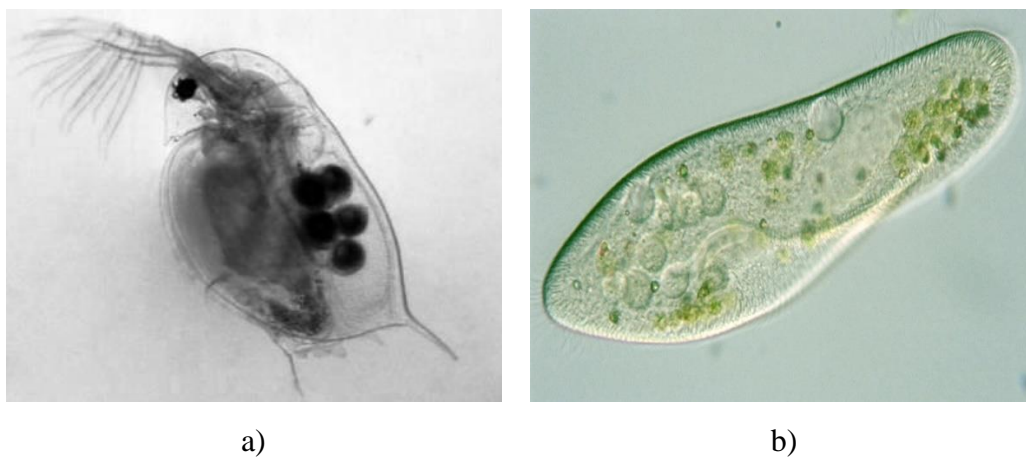
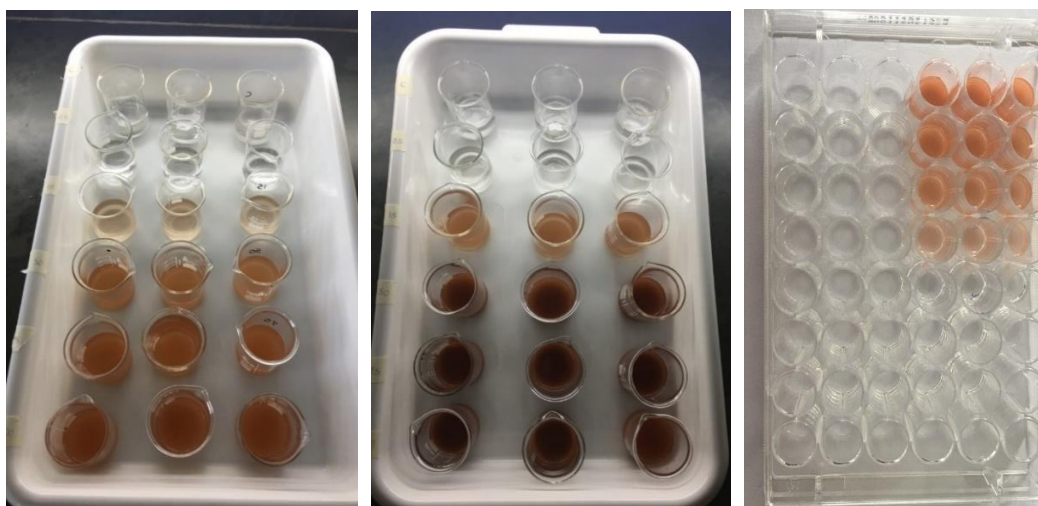


Figura 11 - a) *Daphnia similis* com 7 a 14 dias de idade, alcançando comprimento médio de 4 mm. b) *Paramecium caudatum* com 218  $\mu\text{m}$  de comprimento, 63  $\mu\text{m}$  de largura

Fonte: ABNT 12.713 (2016); MAZIERO; ROGERO; ALEMANY (2016);  
PROTIST (2018).

Para o organismo *Daphnia similis*, foram escolhidos neonatos com idade entre 6 h e 24 h, obtidos a partir de fêmeas com idade entre 7 dias e 28 dias e cultivados em água mineral conforme a ABNT 12.173 (2016). Foram aplicadas as dosagens 0 % v/v (controle – somente água mineral), 0.5% v/v, 15% v/v, 50% v/v, 75% v/v e 100% v/v do sobrenadante do rejeito, com tréplicas contendo 10 organismos em cada recipiente (Figura 12a e Figura 12b). Após 24 horas ( $t_{24}$ ) e 48 horas ( $t_{48}$ ) do início do experimento, foi realizada a leitura dos organismos mobilizados, sendo registrados a condutividade, temperatura, oxigênio e pH no início e término do experimento ( $t_i = 0$  horas e  $t_f = 48$  horas) para monitoramento da influência desses parâmetros no teste. Conforme Nogueira (2009), os parâmetros físico-químicos da água como pH, temperatura e condutividade estão diretamente relacionados com a presença de matéria orgânica e inorgânica na água, influenciando a toxicidade

A alimentação do organismo *Paramecium caudatum* se deu com arroz integral com casca e manutenção em água mineral a 23° C, sendo realizada sua coleta na fase log (exponencial) de crescimento. A escolha dessa fase se dá em razão da ocorrência dos processos de divisão celular dos ciliados, permitindo a adaptação necessária para que comecem a explorar novas condições ambientais (ROLFE *et al.*, 2012). Para realização da análise, foram estabelecidos cinco tipos de poços, cujas concentrações variaram de 0 % v/v (controle – somente água mineral), 0,5 % v/v, 0,25 % v/v, 0,125 % v/v, com tréplicas contendo 10 organismos em cada recipiente (Figura 12c). A contagem dos organismos mobilizados foi realizada após os tempos de 2, 4 e 8 ( $T_2$ ,  $T_4$ ,  $T_8$ ).



a)

b)

c)

Figura 12 - Ensaio toxicológico do rejeito de mineração com a espécie *Daphnia similis* após a) 24 horas de tempo de exposição. b) 48 horas de tempo de exposição. c) *Paramecium caudatum*

Para análise da toxicidade do rejeito, foram obtidos os valores de CE-50 pelo método probit para ambos os organismos. A concentração efetiva média (CE-50) é aquela que causa a imobilidade a 50% dos organismos no tempo de exposição (COSTA *et al.*, 2008). A análise probit é um procedimento paramétrico baseado na regressão linear obtida após a transformação dos dados de toxicidade, sendo adequada para caracterizar variáveis de resposta binomial, derivadas de experimentos dose-resposta. A saída da análise probit produz estimativas de efeito mediano, como valores de CE-50 com respectivos intervalos de confiança de 95% sobre estes parâmetros. Essa abordagem é eficiente, desde que a distribuição das respostas siga o modelo assumido de uma distribuição normal (SPARLING, 2016). Nesse sentido, foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov para ambas as análises. Em seguida, os valores de CE-50 foram transformados em UT<sub>a</sub> (unidade tóxica aguda), de tal maneira a exprimir uma relação direta com a toxicidade, parâmetro utilizado por agências federais e estaduais e exposto na Equação 2 (COSTA *et al.*, 2008; EPA, 1985).

$$UT_a = 100/CE_{50} \quad (2)$$

#### 4.4 Amostragem do substrato de excremento de suíno

O estudo foi conduzido na área rural do município de Cachoeira de Minas, sul do estado de Minas Gerais, Brasil. O município, localizado mediante as coordenadas geográficas 22° 21' 18" S e 45° 46' 44" O e se enquadra no clima subtropical de inverno seco (Cwa), possuindo temperaturas mínimas e máximas com valores muito próximos, de 18°C a 28°C, respectivamente (REBOITA *et al.*, 2015).

Atualmente, possui 1.800 cabeças de suínos e o tipo de unidade de produção trabalhada é CC. A deposição dos dejetos ocorre somente por uma canaleta de fluxo descendente, a qual esvazia os excrementos em duas lagoas sequenciais de fertilização (Figura 13a e Figura 13b). Após esse tipo de tratamento, o substrato é enviado para uma área agrícola própria do empreendimento. A Figura 14 expõe o processo de manejo dos dejetos no empreendimento em estudo.



Figura 13 - Tratamento dos dejetos de suínos no município de Cachoeira de Minas  
a) 1ª lagoa de fertilização. b) 2ª lagoa de fertilização

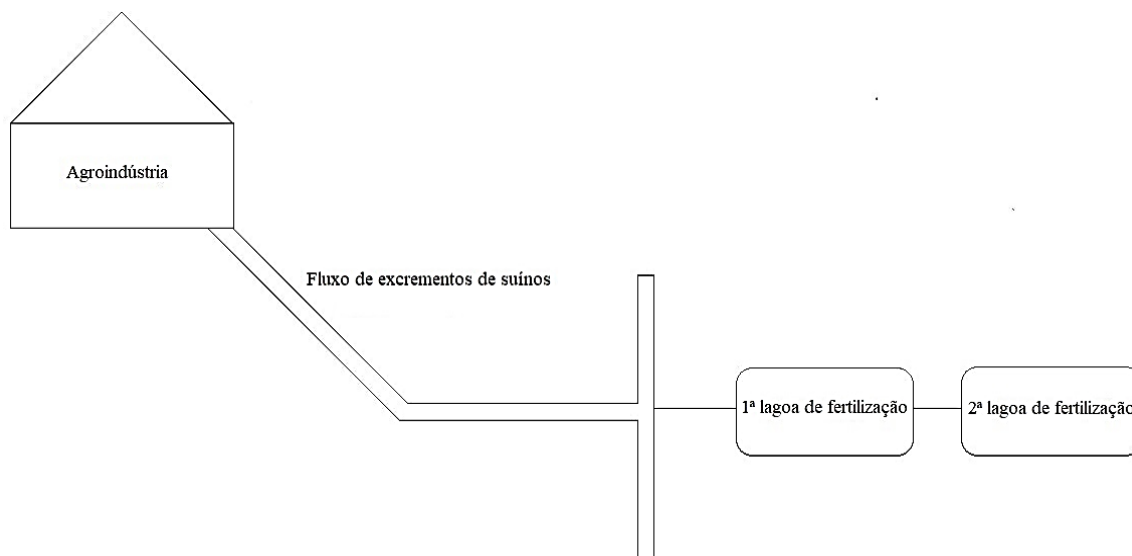


Figura 14 - Fluxo atual do tratamento dos dejetos de suínos na agroindústria

#### 4.5 Construção dos biodigestores e planejamento experimental

A montagem dos biodigestores foi realizada de maneira análoga aos trabalhos de Cañote (2018) e Ribeiro (2015). Um espigão macho de cobre de  $\frac{1}{4}$ " x  $\frac{1}{4}$ " foi anexado à tampa de cada reator para a montagem do sistema de saída de exaustão, alocando-se uma mangueira de nível de cristal de  $\frac{1}{4}$ " com 30 centímetros juntamente a uma válvula de controle do mesmo diâmetro e espigão fixo fêmea, usando braçadeiras de  $\frac{5}{16}$ " x  $\frac{1}{2}$ " a extremos. Também foram utilizados silicone e fita isolante entre as conexões para evitar vazamento de biogás, sendo construídos nove reatores sequenciais em batelada (RSBs), utilizando-se de garrafas retornáveis de politereftalato de etileno (PET) com volume total de 2,10 litros. A área útil dos reatores foi reservada para 0,96 litros de substrato e 1,14 litros de gasômetro interno para armazenamento do biogás gerado.

O reator de batelada sequencial (SBR) é facilmente obtido e altamente operacional em relação a outros tipos de reatores, possuindo diversas vantagens como fácil obtenção em escala de tempo, menor custo operacional e menor volume. Além disso, possui flexibilidade para tratamento de variados poluentes e combinação das fases de nitrificação e desnitrificação em um reator com significativa remoção de nitrogênio, fósforo e demanda química de oxigênio (SHOWKAT; NAJAR, 2019). Nesses reatores, os microrganismos suspensos são homogeneamente dispersos na



fase líquida e os substratos dissolvidos ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NH}_4^+$ ) são levados para as células por difusão livre. Nessa esfera, há o favorecimento das interações entre os organismos da comunidade microbiana e a transferência de massa da fase líquida ilimitada (FU *et al.*, 2018).

A Tabela 1 expõe o planejamento experimental do processo, considerando-se a mistura dos minérios de ferro e a toxicidade para o organismo *Paramecium caudatum* nas concentrações 40,76% v/v a 53,77% v/v para os períodos de exposição de 2 a 8 horas juntamente com o trabalho de Liu *et al.* (2015), o qual estabeleceu as concentrações de magnetita e zeólita de 0 (grupo controle), 1, 3 e 5 g em triplicatas para cada dosagem. De acordo com as dosagens para o volume de substrato em escala piloto, foram determinadas as concentrações de rejeito de minério de ferro/substrato (g/kg). A partir disso, cada unidade experimental foi intitulada de acordo com a dosagem aplicada, conforme pode ser visto na Tabela 1. Para a escolha do tempo de retenção hidráulico (TRH), levou-se em consideração as necessidades do tratamento, bem como a carga orgânica presente na biomassa do sistema. Nesse sentido, foi estabelecido um TRH de 45 dias para dois ciclos sequenciais, abrangendo as etapas de enchimento, reação, sedimentação e esvaziamento do efluente nos reatores. A aplicação do processo nos biodigestores de controle (adição de 0 g de rejeito de mineração) foi realizada durante o 2º processo sequencial.

Tabela 1 - Planejamento experimental dos processos sequenciais

| <b>Condição experimental</b> | <b>UE</b>     | <b>Sigla de dosagem da unidade</b> | <b>Concentração de rejeito de minério de ferro/substrato (g/kg)</b> | <b>Concentração de rejeito de minério de ferro/substrato (kg/m<sup>3</sup>)</b> |
|------------------------------|---------------|------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------|
| I                            | UE1, UE2, UE3 | M1.5                               | 1,5                                                                 | 1,56                                                                            |
| II                           | UE4, UE5, UE6 | M3                                 | 3                                                                   | 3,12                                                                            |
| III                          | UE7, UE8, UE9 | M4.5                               | 4,59                                                                | 4,69                                                                            |
| IV                           | UE0           | M0                                 | 0                                                                   | 0                                                                               |

Os biodigestores foram acoplados a termostatos elétricos (20-120°C) bivolt e a compartimentos com água, a fim de manter constante a temperatura do sistema (35°C), em condições mesofílicas, por meio de regulação automática. Essas condições foram estabelecidas em razão dos reatores mesofílicos possuírem uma operação mais simples e serem mais eficientes na produção de biogás, atingindo seu ponto ótimo em temperaturas de cerca de 35 °C (FELCA *et al.*, 2018; WESTERHOLM *et al.*, 2018). A Figura 15 mostra o processo de digestão anaeróbia dos dejetos com o uso do pó de rejeito de mineração em escala piloto.

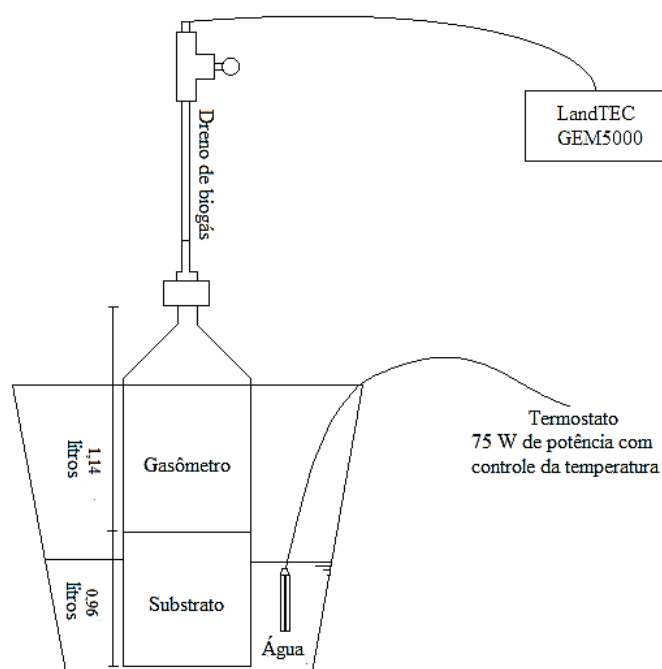


Figura 15 - Aparato experimental para digestão da amostra em escala piloto

Para o monitoramento da geração de gases, foi utilizado o analisador de gases, GEM™ 5000 (série n ° 501.944), fabricado pela LandTec®. A partir dos processos experimentais, foram analisadas as concentrações de metano (%), dióxido de carbono (%), oxigênio (%), monóxido de carbono (ppm) e ácido sulfídrico (ppm) do biogás gerado pelo processo.

Para a manutenção do processo, os biodigestores foram agitados de forma manual e cotidianamente a fim de homogeneizar a biomassa no sistema e estimular a atividade microbiana do meio. A Figura 16a e Figura 16b expõem a realização do

experimento em escala laboratorial para os processos sequenciais de 1ª e 2ª bateladas.



Figura 16 - Digestão anaeróbia em escala experimental dos processos sequenciais.

a) 1ª batelada. b) 2ª batelada

#### 4.6 Determinação dos constituintes orgânicos e elementos-traço

A determinação dos constituintes orgânicos e variação dos elementos-traço tem como objetivo analisar os tratamentos fornecidos e analisar a presença dos elementos essenciais para o crescimento e propagação dos microrganismos metanógenos. A Tabela 2 mostra os parâmetros analisados de acordo com as metodologias de caracterização de efluentes (APHA, 2017).

Tabela 2 - Metodologias de caracterização físico-química do efluente

| Parâmetro                                                | Método de Análise                                   |
|----------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| pH                                                       | Método 4500-H <sup>+</sup>                          |
| Demanda química de oxigênio (DQO)                        | Método 5220 D                                       |
| Demanda Bioquímica de oxigênio<br>(DBO <sub>5,20</sub> ) | Método 5210 D                                       |
| Concentração de sólidos totais fixos (STF)               | Método 2540 D                                       |
| Concentração de sólidos totais voláteis                  | Método 2540 E                                       |
| Concentração de nitrogênio total                         | Método 4500-N <sub>org</sub> -C ( <i>Kjeldahl</i> ) |

Fonte: APHA (2017).

Para a quantificação do carbono orgânico (CO), foi considerada a metodologia da combustão em mufla a 550 °C com secagem prévia das amostras em estufa a 105

°C por um período de 24 horas, proposta por Carmo e Silva (2012). Nesse sentido, obteve-se a concentração de CO, por meio das Equações (3) e (4).

$$MO (\%) = (P - (T - C) \times 100) / P \quad (3)$$

$$CO = 0,425MO - 2,064 \quad R^2 = 0,92 \quad (4)$$

Em que:

P = peso da amostra (g) depois de aquecida a 105 °C

C = tara do cadinho (g);

T = peso da cinza + cadinho (g) após combustão em mufla a 550 °C.

Para análise dos elementos-traço, foi realizada a digestão de 5 mL de cada amostra juntamente com 5 mL de HNO<sub>3</sub>, 3 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e 3 mL de HCl, avolumando-se para um balão volumétrico de 100,0 mL. Em seguida foi aplicada a curva de digestão exposta na Tabela 3 no modelo Titan Microwave (PerkinElmer) e aplicada a espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES) (Modelo Optima 8000 PerkinElmer).

Tabela 3 - Curvas de digestão para análise de elementos-traço

| <b>Passo</b> | <b>Temperatura alvo (°C)</b> | <b>Pressão (Bar)</b> | <b>Tempo de rampa (min)</b> | <b>Tempo de espera (min)</b> | <b>% da potência total do aparelho</b> |
|--------------|------------------------------|----------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------------------|
| 1            | 100                          | 30                   | 5                           | 10                           | 50                                     |
| 2            | 175                          | 30                   | 5                           | 10                           | 90                                     |
| 3            | 50                           | 30                   | 1                           | 10                           | 0                                      |

#### **4.7 Determinação do volume de biogás em condições normais de temperatura e pressão (CNTP)**

Padronizou-se o volume de produção de biogás de acordo com as leis de Boyle e Gay-Lussac (Equação 5). Para isso, foi considerado o valor de pressão da cidade de Itajubá, próxima ao município de Cachoeira de Minas.

$$P_0V_0/T_0 = P_1V_1/T_1 \quad (5)$$

Isolando o volume a ser padronizado, obtém-se a Equação (6) com as Equações (7), (8) e (9) como auxiliares:

$$V_N = P_{abs} \times V_G \times T_C/T_R \times P_C \quad (6)$$

$$V_G = 1,14 + V_2 + V_3 \quad (7)$$

$$V_2 = \pi \times r_1^2 \times \Delta h_1 \quad (8)$$

$$V_3 = \pi \times r_2^2 \times \Delta h_2 \quad (9)$$

Em que:

$V_0$  = Volume normalizado (m<sup>3</sup>);  $T_C$  = biogás corrigido da temperatura para 20 ° C, expresso em 293,25 K;  $P_C$  = pressão corrigida do biogás de 101.325 Pa por 1 atm;  $V_G$  = volume de biogás no gasômetro (1,14 litros) mais os volumes obtidos dos espaços das mangueiras do biodigestor ( $V_2$ ) e manômetro ( $V_3$ );  $P_{abs}$  = pressão da cidade de Itajubá, de 92.200 Pa, juntamente com a pressão do reator;  $T_R$  = temperatura do biogás em condições mesofílicas = 308,5 K;  $r_1$  = raio da mangueira do biodigestor = 0,003175 m;  $r_2$  = raio da mangueira do manômetro = 0,003175 m;  $\Delta h_1$  = variação do espaço da mangueira do biodigestor;  $\Delta h_2$  = variação do espaço da mangueira do manômetro.

Concomitantemente, determinou-se a pressão de cada sistema conforme o Teorema de Stevin de acordo com o trabalho de Cañote (2018). Nesse sentido, de acordo com o deslocamento do manômetro (Equação 10), foi obtida a pressão de cada biodigestor por meio da Equação 11.

$$h_2 = h_1 + \Delta h \quad (10)$$

$$P = \rho \times g \times 2\Delta h \quad (11)$$

Em que:

$P$  = Pressão do sistema (Pa);  $g$  = aceleração da gravidade = 9,81 m/s<sup>2</sup>;  $h_1$  = altura inicial do manômetro (m);  $h_2$  = altura final do manômetro (m);  $\Delta h$  = deslocamento do manômetro.

Após a realização dos testes laboratoriais referentes ao volume de gás gerado no CNTP e sua composição, foi determinada a geração de biogás a partir do substrato analisado (0,96 litros de lodo). Para isso, foi considerada uma densidade de lodo de

1.020 kg/m<sup>3</sup> para a realização dos cálculos (DARTORA; PERDOMO, TUMELERO, 1998).

#### **4.8 Determinação da curva de regressão do volume de biogás produzido pela ANOVA**

Para a análise ANOVA, foi testada a normalidade da produção volumétrica no processo sequencial contendo o controle da produção (2ª batelada) pelo teste de Shapiro-Wilk no *software* Sisvar 5.7 (UFLA, 2018). A partir disso, foi realizada a transformação dos dados por ln (y) e obtida uma análise de regressão para a dosagem de rejeito.

#### **4.9 Determinação da toxicidade do substrato**

Para avaliação da deposição do excremento no solo como uma alternativa de descarte, foi analisado o efeito das doses de excrementos de suínos mais rejeito de minério de ferro (ESRM) e somente excremento de suíno (ES), advindos do processo sequencial de 2ª batelada, sobre a reprodução de *Enchytraeus crypticus* de acordo com a ABNT 16.387 (1º nível trófico) (ABNT, 2012). De acordo com a norma, os anelídeos oligoquetas escavadores do solo do gênero *Enchytraeus* são ecologicamente relevantes, sendo abundantes em muitos solos e de fácil manuseio e cultivo com ciclo de vida significativamente mais curto que o das minhocas (ABNT, 2012). Aliado a esse fato, possuem elevada taxa de reprodução, são sensíveis à presença de contaminantes e fáceis de serem mantidos em laboratório (Maccari *et al.*, 2015).

O solo natural, do tipo Latossolo vermelho (EMBRAPA, 2018), foi coletado em terreno sem histórico de contaminação, localizado no Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA), da Escola de Engenharia de São Carlos no município de Itirapina (SP). As amostras foram secas em estufa a 60°C por 24 h e tamisadas em peneiras de 2 mm para desfaunagem do solo. As características físico-químicas do solo natural são expostas na Tabela 4. A preparação do solo artificial (SAT) foi realizada conforme a ABNT NBR 15.537, a qual estabelece que a composição de 20% de caulim, aproximadamente 69% de areia fina industrial quartzosa da mistura de areia industrial (fina) e 10% de pó de casca de coco (ABNT,

2014). O pH do SAT foi corrigido para  $6,0 \pm 0,5$  com adição de  $\text{CaCO}_3$  e a umidade foi corrigida para 60% da capacidade de retenção de água de cada solo, conforme os requisitos da norma. Foram utilizados potes de plástico com cobertura ( $h = 4,2$  cm e  $d = 3,5$  cm) como unidades experimentais (vasos de teste), aplicando-se as concentrações de  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ,  $30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  e  $45 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  em 20 g de substrato em cada recipiente conforme os intervalos estabelecidos no trabalho de Maccari *et al.* (2015).

A cultura foi mantida com um substrato de ágar, sendo selecionados 10 organismos adultos com um clitelo bem desenvolvido por réplica de cada tratamento do teste. O delineamento foi inteiramente casualizado com 4 repetições para os tratamentos com os contaminantes e com 5 repetições para os controles SAT (solo artificial) e SN (solo natural). Ainda, foram verificados o pH e o conteúdo de água de todas as amostras no início e no final do ensaio. Os experimentos foram realizados em salas de laboratório com temperatura controlada de  $20 \pm 2$  °C, com um fotoperíodo de regime 16:8 (claro: escuro) e a umidade relativa foi mantida adicionando-se água destilada, com base na perda de peso. Por fim, os organismos foram alimentados uma vez por semana com flocos de aveia moídos e, após 28 dias do início do teste, adicionou-se corante rosa de bengala diluído em álcool absoluto (96% v/v) e realizou-se a avaliação do número de adultos e juvenis, provenientes da geração F1, por meio do uso de uma lupa. A Figura 17 e Figura 18 expõem a finalização do teste.

Tabela 4 - Características físico-químicas do solo natural (SN)

| <b>Parâmetros</b>             | <b>Valores</b> | <b>Referências</b> |
|-------------------------------|----------------|--------------------|
| Capacidade de troca catiônica | 3,52 meq/100g  |                    |
| pH (H <sub>2</sub> O)         | 5,52           | Oliveira (2017)    |
| pH (KCl)                      | 5,94           |                    |
| Matéria orgânica              | 11,06%         |                    |

|                                |                                         |                                     |
|--------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------------------|
| Capacidade de retenção hídrica | 53,46%                                  | Valor obtido no ensaio experimental |
| Textura                        | Média/argilosa<br>(210 g/kg – 350 g/kg) | Lemos e Santos<br>(1996)            |

Tabela 5 - Planejamento experimental do teste de toxicidade terrestre

| <b>Condição experimental</b> | <b>UE</b>  | <b>Concentração de substrato no solo (m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>)</b> | <b>Nº de réplicas</b> |
|------------------------------|------------|--------------------------------------------------------------------------|-----------------------|
| I                            | Ct SN      |                                                                          |                       |
| II                           | Ct SN      | 0                                                                        | 5                     |
| III                          | ES15       |                                                                          |                       |
| IV                           | 1.5ESRM15  |                                                                          |                       |
| V                            | 3ESRM15    | 15                                                                       |                       |
| VI                           | 4.5ESRM15  |                                                                          |                       |
| VII                          | ES30       |                                                                          |                       |
| VIII                         | 1.5ESRM30  |                                                                          |                       |
| IX                           | 3ESRM30    | 30                                                                       | 4                     |
| X                            | 4.5 ESRM30 |                                                                          |                       |
| XI                           | ES45       |                                                                          |                       |
| XII                          | 1.5ESRM45  | 45                                                                       |                       |
| XIII                         | 3ESRM45    |                                                                          |                       |
| XIV                          | 4.5ESRM45  |                                                                          |                       |





Figura 17 - Finalização do teste com a) Adição de álcool etílico concentrado. b) Adição do corante rosa de bengala

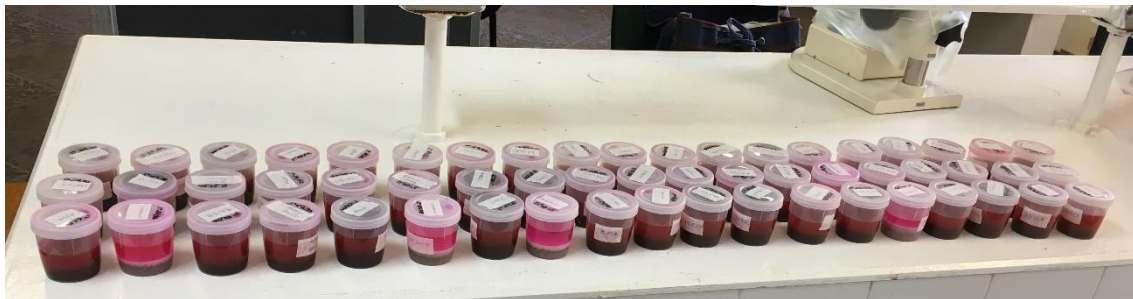


Figura 18 - Finalização do teste

Para validação do teste, foram verificados o coeficiente de variação (CV), as taxas de letalidade média e o número médio de juvenis por recipiente-teste, conforme as condições expostas na Tabela 6. Os dados foram submetidos a análise de variância de uma classificação (*One-Way ANOVA*) e as médias dos tratamentos comparadas pelo método de Holm-Sidak, enquanto as médias de ambos grupos de controle foram comparadas pelo teste t (ambos com  $\alpha = 0,05$ ) por meio do *software* Sigma Plot 12.0 (SYSTAT SOFTWARE, 2011).

Tabela 6 - Critérios de validação do teste

| <b>Critério</b>                                                                                 | <b>Parâmetro</b> | <b>Referência</b>          |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------|----------------------------|
| Mortalidade média nos controles (SN e SAT)                                                      | < 20%            |                            |
| Nº de juvenis nos controles considerando a adição de 10 adultos (com ovos na região do clitelo) | ≥ 50             | ABNT NBR ISO 16.387 (2012) |
| Coefficiente de variação nos controles (SN e SAT)                                               | < 50%            |                            |

#### 4.10 Análise econômica do processo

Os principais parâmetros utilizados para a análise econômica foram o Valor Presente Líquido (VPL) e Custo Nivelado de Energia (LCOE), de acordo com a metodologia estabelecida por Santos *et al.* (2019). De acordo com Knoke, Gosling e Paul (2020), para o cálculo de VPL, devem ser levados em consideração os custos iniciais para implementação do sistema ( $I$ ), o tamanho e o prazo das faturas dos benefícios líquidos ( $b_t$ ) resultantes da taxa de desconto ( $r$ ) e a duração do período de tempo ( $t$ ), conforme estabelecido na Equação 12. Se o valor de  $VPL > 0$ , o empreendimento é economicamente viável (Santos *et al.*, 2019). Para o cálculo dos custos anuais, foi considerada a subtração da somatória de 5% do investimento em todos os cenários juntamente com a manutenção do leito de secagem ( $M_L$ ) e o transporte do rejeito ( $T_R$ ) entre as cidades de Itabira e Cachoeira de Minas, da receita obtida anualmente pela geração de energia do sistema. Os componentes e custos do sistema são expostos na Tabela 7.

$$VPL = -I + \sum_{t=1}^T b_t \left( \frac{1}{1+r} \right)^t \quad (12)$$

$$b_t = R - ((I \times 0,005) - M_L - T_R) \quad (13)$$

Para o cálculo do investimento, considerou-se os valores relatados por Santos *et al.* (2018a), atualizando-se os valores para o ano de 2020 (Tabela 7) pela Calculadora do Cidadão (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2020a).

Tabela 7 - Componentes e custos do sistema

| Componente                                                 | Custos <sup>1</sup> |                         | Referência                   |
|------------------------------------------------------------|---------------------|-------------------------|------------------------------|
| Gasômetro                                                  | 232,15              | R\$/m <sup>3</sup>      |                              |
| Compressor                                                 | 1.290,31            | R\$/(m <sup>3</sup> /h) | Santos <i>et al.</i> (2018b) |
| Gasoduto <sup>2</sup>                                      | 645,37              | R\$/m                   |                              |
| Motor de combustão interna <sup>3</sup>                    | 2.581,05            | R\$/kW                  |                              |
| Manutenção do leito de secagem para o rejeito <sup>4</sup> | 38.728,32           | R\$/ano                 | Rodrigues (2016)             |
| Transporte do rejeito e mão de obra <sup>5</sup>           | 24.000              | R\$/ano                 | Valor adotado                |

<sup>1</sup> Valores obtidos por meio do índice IGP-M (BCB, 2020a).

<sup>2</sup> Considerou-se 200 metros para o presente estudo.

<sup>3</sup> No oitavo ano, foi considerado o investimento de um novo motor no cálculo da viabilidade do sistema conforme Leme (2014), uma vez que não há a adição do processo de dessulfurização no sistema.

<sup>4</sup> Considerando-se 160 m<sup>3</sup> de lodo após 15 dias de secagem conforme Rodrigues *et al.* (2016).

<sup>5</sup> Baseando-se no trabalho de Coelho e Morales (2012).

O LCOE é equivalente ao preço mínimo de venda de energia no mercado para a viabilização do empreendimento. Se o valor obtido for maior que tarifa energética do mercado, o empreendimento é inviável, caso contrário, é viável. pela Equação 14.

$$LCOE = \frac{\sum_{t=0}^n \frac{C_t + F_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^n \frac{E(t)}{(1+i)^t}} \quad (14)$$

Em que:

$C_t$  = Investimento no ano zero e valor dos custos operacionais e de manutenção nos outros anos, em reais (R\$);  $F_t$  = Despesas com combustíveis para o ano t, em reais (R\$);  $E(t)$  = Energia gerada no ano t, em quilowatt-hora (kWh);  $i$  = Taxa de desconto, em %;  $t$  = Ano de operação, em ano;  $n$  = Vida útil esperada para o sistema de energia, em ano.

A partir da observação dos valores de carga (potência por cabeças) maiores que 3.000 kW optou-se pela venda da unidade de energia, em MWh, pelo Contrato de Comercialização de Energia Elétrica no Ambiente Regulado (CCEAR). Nesse tipo de mercado, há a participação de geradores, distribuidores e comercializadoras, sendo que os agentes de distribuição adquirem a energia elétrica por meio de leilões públicos promovidos pela CCEE, sob delegação da ANEEL, com o objetivo de atender os consumidores cativos (CCEE, 2020a; CELESC, 2020).

O estudo de variação dos valores de VPL e LCOE foi realizado, conforme a metodologia estabelecida por Santos *et al.* (2019), levando-se em consideração as incertezas e as possíveis variações associadas com os parâmetros do sistema. Os cálculos foram conduzidos por meio de metodologia similares às aplicadas por Vinent (2016), as quais geraram 20.000 por meio de uma variação aleatória dos parâmetros por meio do *software* Microsoft Excel (2015), cujos intervalos foram recomendados conforme a literatura e expostos na Tabela 8. A partir disso, os LCOEs com maior nº de frequências, em 80% dos cenários mais prováveis, foram identificados e utilizados para a discussão da implementação do empreendimento considerando-se o porte de 1 mil, 50 mil e 200 mil cabeças.

Para o cálculo da potência e energia do sistema, foi levado em consideração a vazão de metano consumida pelo boiler para aquecimento do sistema em condições mesofílicas, como exposta na Equação 15 (Adaptado de Ribeiro *et al.*, 2016). Para o cálculo da vazão consumida, foi levado em consideração a massa do substrato gerada e massa de rejeito, ambas em  $\text{kg}\cdot\text{ano}^{-1}$ . Em primeira instância, foram utilizadas as proporções de rejeito pertencentes a cada dosagem aplicada para o cálculo da vazão consumida de  $\text{CH}_4$  no boiler (Equação 15) para a análise de

sensibilidade de tal maneira a obter-se os valores de LCOE, em R\$/MWh, por dosagem. Para a aplicação da metodologia de análise por incertezas, proposta por Santos *et al.* (2019), foi considerada a proporção máxima de rejeito para cada cenário, de tal maneira a obter-se maior margem de segurança em relação à perda de potência no sistema de aquecimento. As variáveis utilizadas estão descritas na Tabela 8 e Tabela 9.

$$Q_{CH_4 boiler} = (((M_s + M_r)/365) \times F \times (T_r - T_l) \times 365) / FC_b \times PCl_{biogás} \times 10^3$$

(15)

A potência e energia obtidas, para cada cenário, são expostas na Equação 16 (Zilotti, 2012 modificado) e Equação 17 (Castro e Silva *et al.*, 2020) respectivamente. As variáveis utilizadas são expostas na Tabela 9.

$$P_{CH_4} = ((Q_{CH_4} - Q_{CH_4 boiler} / 31536000) \times PCl_{CH_4} \times \eta \times (1/1000)) \quad (16)$$

$$E = P \times Fc \times 8760 \quad (17)$$

Tabela 8 - Variação dos intervalos adotados na incerteza da análise econômica

| Parâmetro                            | Varição do intervalo                                       | Referência                                                                                                                                                                   |
|--------------------------------------|------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Massa de substrato – ( $M_s$ )       | (8,772 - 7,140) kg.cabeça <sup>-1</sup>                    | Oliveira (2001), levando-se em consideração a produção de 8,60 – 7 L de dejetos produzidos e densidade = 1.020 kg/m <sup>3</sup> conforme Dartora, Perdomo e Tumelero (1998) |
| Massa de rejeito – ( $M_r$ )         | $M_s \times (4,596/1000)$<br>kg.cabeça <sup>-1</sup>       | Valores obtidos por meio da proporção rejeito/substrato, de 4,596 g para a dosagem máxima de aditivo                                                                         |
| Produção média de biogás – ( $P_B$ ) | (0,1375 – 0,1410) m <sup>3</sup><br>biogás/kg de substrato | Valores mínimo e máximo obtidos no ensaio experimental por meio da                                                                                                           |

|                                                         |                           |                                                                                                                                                                                                                   |
|---------------------------------------------------------|---------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                         |                           | aplicação das dosagens de 1,5 g – 4,5 g de rejeito de mineração como aditivo.                                                                                                                                     |
| Percentual médio de CH <sub>4</sub> – (P <sub>M</sub> ) | (50,80 – 59,60) %         | Valores mínimo e máximo obtidos no ensaio experimental por meio da aplicação das dosagens de 1,5 g – 4,5 g de rejeito de mineração como aditivo.                                                                  |
| Fator de capacidade – (F <sub>c</sub> )                 | (70 – 80) %               | Variação adotada conforme os valores estabelecidos pela CETESB (2006)                                                                                                                                             |
| Eficiência do motor – (η)                               | (25 – 30) %               | Souza (2016)                                                                                                                                                                                                      |
| Taxa de juros – (i)                                     | (4,15 – 6,15) %           | Variação adotada conforme a taxa SELIC mais o fator de risco adotado como o <i>spread</i> bancário estabelecido pelo governo brasileiro para a agricultura no Plano Safra (2020-2021) (BCB, 2020b; BRASIL, 2020). |
| Tarifa de energia – T <sub>E</sub>                      | (187,90 – 216,81) R\$/MWh | Variação adotada conforme os valores estabelecidos pela ANEEL (2019) e CCEE (2020b)                                                                                                                               |

Tabela 9 - Variáveis para os cálculos energéticos do sistema

| Variável                                                               | Valor                                    | Referência                            |
|------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------------------|
| Fator de conversão de calorias para joule                              | 4,2                                      | Ribeiro <i>et al.</i> (2016)          |
| Fator de capacidade do boiler – F <sub>C<sub>b</sub></sub>             | 80%                                      | Valor adotado                         |
| Poder calorífico do CH <sub>4</sub> – (PCL <sub>CH<sub>4</sub></sub> ) | 35.80 x 10 <sup>6</sup> J/m <sup>3</sup> | <i>The Engineering ToolBox</i> (2018) |

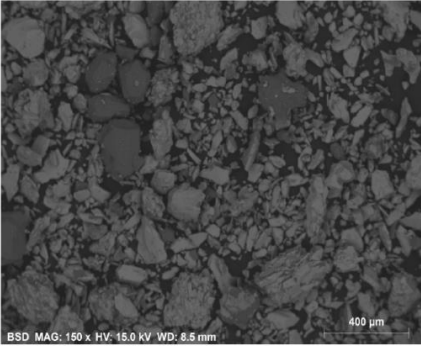
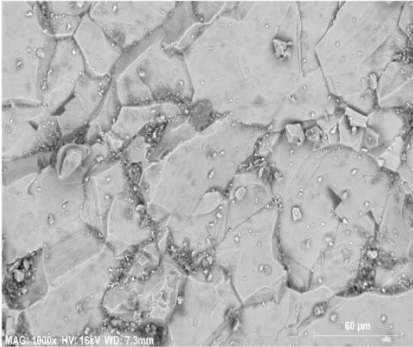
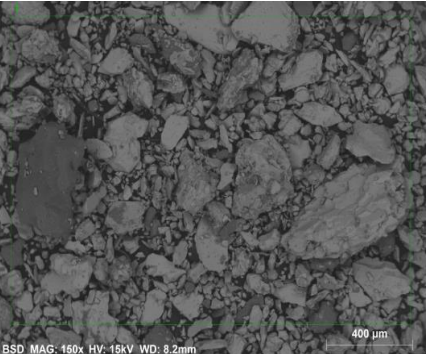
|                                                                        |                            |                                                 |
|------------------------------------------------------------------------|----------------------------|-------------------------------------------------|
| Poder calorífico do biogás – ( $PCL_{biogás}$ )                        | $PCL_{CH_4} \times P_M$    | Do autor                                        |
| Temperatura do reator em condições mesofílicas – ( $T_r$ )             | 35 °C                      | Obtida por meio dos ensaios experimentais       |
| Temperatura local – ( $T_l$ )                                          | 19,5 °C                    | CLIMATE DATA (2020)                             |
| Vazão de CH <sub>4</sub> – ( $Q_{CH_4}$ )                              | - ( $m^3 \cdot ano^{-1}$ ) | Valor a ser obtido para cada cenário            |
| Vazão de CH <sub>4</sub> consumida pelo boiler – ( $Q_{CH_4 boiler}$ ) | - ( $m^3 \cdot ano^{-1}$ ) | Valor a ser obtido para cada cenário            |
| Potência – ( $P$ )                                                     | - (kW)                     | Valor a ser obtido para cada cenário            |
| Energia – ( $E$ )                                                      | - (kWh)                    | Valor a ser obtido para cada cenário            |
| 31536000                                                               | Segundos                   | Número de segundos por ano                      |
| 8760                                                                   | Horas                      | Número de horas no ano                          |
| 1/1000                                                                 | -                          | Transformação de Watts (W) para Quilowatts (kW) |

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

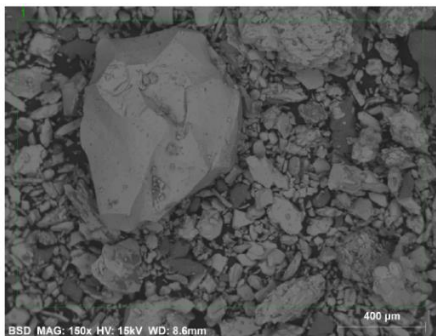
### 5.1 Análise mineralógica do rejeito de mineração

O Quadro 1 expõe as fotomicrografias e as partículas de minérios de ferro presentes no rejeito de mineração. É possível perceber que sua estrutura é constituída de um material fino, com uma larga distribuição de tamanho de partículas. Esse fato é vantajoso para o processo de DA, uma vez que contribui para o aumento da superfície de contato dos elementos-traço presentes com o substrato no processo.

Quadro 1 - Fotomicrografias e percentuais de elementos-traço das partículas do rejeito de mineração

| Fotomicrografia                                                                               | Elementos                                                                                                                   | Partícula                                                            | Referência                                 |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|
|  <p>a)</p>   | <p>52,15% Fe</p> <p>29,37% O</p> <p>13,40% C<sup>1</sup></p> <p>3,90% Si</p> <p>1,09% Al</p>                                | <p>Limonita</p> <p>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.3H<sub>2</sub>O</p>   | <p>Andrade (2014)</p> <p>Torres (2015)</p> |
|  <p>b)</p>  | <p>64,95% Fe</p> <p>28,64% O</p> <p>2,75% C<sup>1</sup></p> <p>1,90% Al</p> <p>1,65% Si</p> <p>0,09% Ca</p> <p>0,03% Na</p> | <p>Limonita</p> <p>(Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.3H<sub>2</sub>O)</p> | <p>Andrade (2014)</p> <p>Torres (2015)</p> |
|  <p>c)</p> | <p>58,60% Fe</p> <p>29,63% O</p> <p>6,03% C<sup>1</sup></p> <p>4,25% Si</p> <p>1,27% Al</p> <p>0,16% Mg</p> <p>0,06% Ca</p> | <p>Limonita</p> <p>(Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.3H<sub>2</sub>O)</p> | <p>Andrade (2014)</p> <p>Torres (2015)</p> |





d)

|                             |                                                     |               |
|-----------------------------|-----------------------------------------------------|---------------|
| 57,07 - 69,59 % Fe          | Limonita                                            |               |
| 26,74 - 30,06 % O           | (Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .3H <sub>2</sub> O) |               |
| 2,18 - 8,55% C <sup>1</sup> |                                                     |               |
| 0,97 - 1,31 % Al            | e                                                   |               |
| 0,41 - 2,72 % Si            | Hematita                                            | Torres (2015) |
| 0,02 - 0,07 % Ca            | (Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )                   |               |
| 0,08% P                     |                                                     |               |
| 0,22 % Na                   |                                                     |               |

<sup>1</sup> A presença do elemento carbono se deu em razão da alocação da amostra na fita de carbono dupla face para realização da análise MEV.

Essa característica qualitativa é corroborada pelo estudo de Bezerra (2017), que realizou a caracterização do rejeito de Conceição II e a avaliação de sua influência no comportamento físico-químico e mecânico de pastas de cimento. O autor realça que 10% das partículas (D<sub>10</sub>) são menores que 2,16 µm, que o tamanho médio das partículas (D<sub>50</sub>) variou de 11,65 µm a 12,84 µm, e que 90% (D<sub>90</sub>) das partículas são menores que 35,61 µm.

A tecnologia de EDS identificou a presença de limonita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.3H<sub>2</sub>O) e hematita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) representadas pelas fases mais claras das imagens de acordo com a literatura (TORRES, 2015). A limonita está frequentemente associada com hematita e com minérios de manganês (DANA, 1981). Ainda, de acordo com a Andrade (2014), as partículas de hematita são menores e tabulares. As análises de limonitas, frequentemente, apresentam outros elementos, em razão da íntima mistura de óxidos hidratados de ferro com sílica coloidal, fosfatos, argilo-minerais, produtos de decomposição orgânica e óxidos hidratados de alumínio (DANA, 1981). A maior presença de Si advém, possivelmente, de um quartzo presente no rejeito de minério de ferro, sendo representada pelas fases mais escuras nas figuras. Esse resultado é corroborado pela identificação de partículas maiores, subarredondados ou angulares (BEZERRA, 2017).

## 5.2 Análise toxicológica do rejeito de mineração

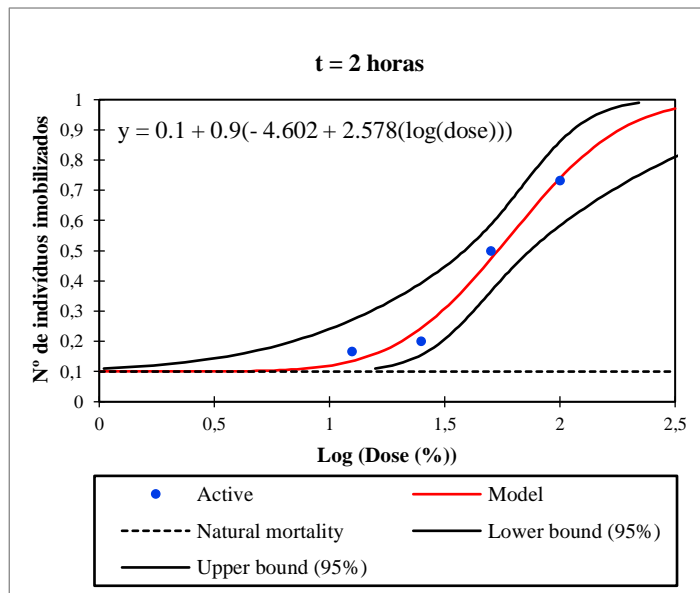
O rejeito não apresentou efeito tóxico agudo à espécie *Daphnia similis* para as concentrações testadas, não sendo possível, portanto, o cálculo do CE-50 para esse organismo. De acordo com a Tabela 10, é possível observar poucas alterações nos valores dos parâmetros físico-químicos analisados (condutividade, temperatura, oxigênio e pH), garantindo que o efeito observado adveio do resíduo testado.

Tabela 10 - Parâmetros físico-químicos do ensaio de toxicidade aguda do rejeito de mineração com a espécie *Daphnia similis*

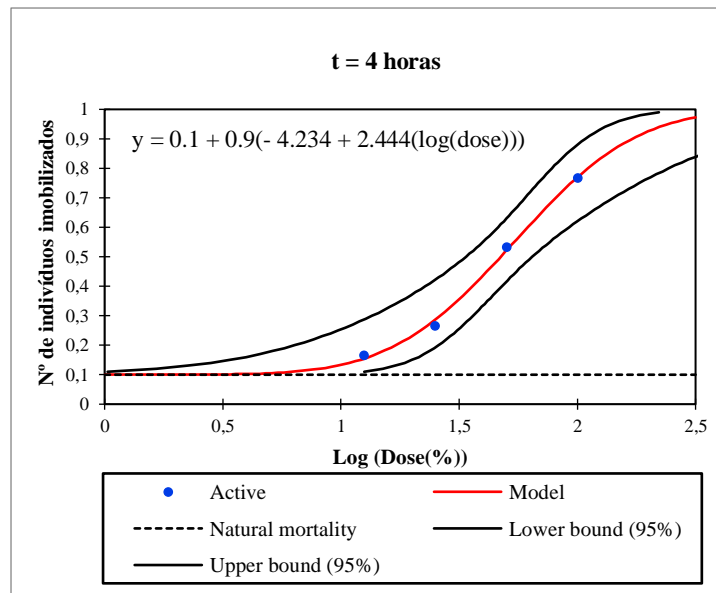
|                  | Concentração<br>(% v/v) | Condutividade<br>( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | Temperatura<br>( $^{\circ}\text{C}$ ) | Oxigênio<br>(mg/l) | pH   |
|------------------|-------------------------|----------------------------------------------|---------------------------------------|--------------------|------|
| $t_i = 0$ horas  | 0                       | 2,62                                         | 13,50                                 | 9,09               | 8,42 |
|                  | 0,5                     | 2,45                                         | 19,20                                 | 8,66               | 8,10 |
|                  | 15                      | 142,00                                       | 19,50                                 | 8,61               | 7,92 |
|                  | 50                      | 263,00                                       | 19,70                                 | 8,28               | 8,15 |
|                  | 75                      | 335,00                                       | 20,00                                 | 8,18               | 8,35 |
|                  | 100                     | 399,00                                       | 19,20                                 | 8,60               | 8,38 |
| $t_f = 48$ horas | 0                       | 96,40                                        | 20,50                                 | 8,32               | 8,30 |
|                  | 0,5                     | 98,30                                        | 20,30                                 | 8,36               | 7,75 |
|                  | 15                      | 141,30                                       | 20,50                                 | 8,40               | 7,89 |
|                  | 50                      | 240                                          | 20,10                                 | 8,71               | 8,03 |
|                  | 75                      | 321                                          | 19,90                                 | 8,42               | 8,24 |
|                  | 100                     | 384                                          | 20,10                                 | 8,68               | 8,34 |

No que tange à análise com o organismo *Paramecium caudatum*, foi testada a normalidade das variáveis resposta pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, cujos valores de probabilidade de significância foram  $p_{2 \text{ horas}} = 0,987$ ;  $p_{4 \text{ horas}} = 0,989$  e  $p_{8 \text{ horas}} = 0,992$  para  $\alpha = 0,05$ . Nesse sentido, as amostras seguem uma distribuição normal podendo ser aplicada a análise Probit. Na Figura 19, são

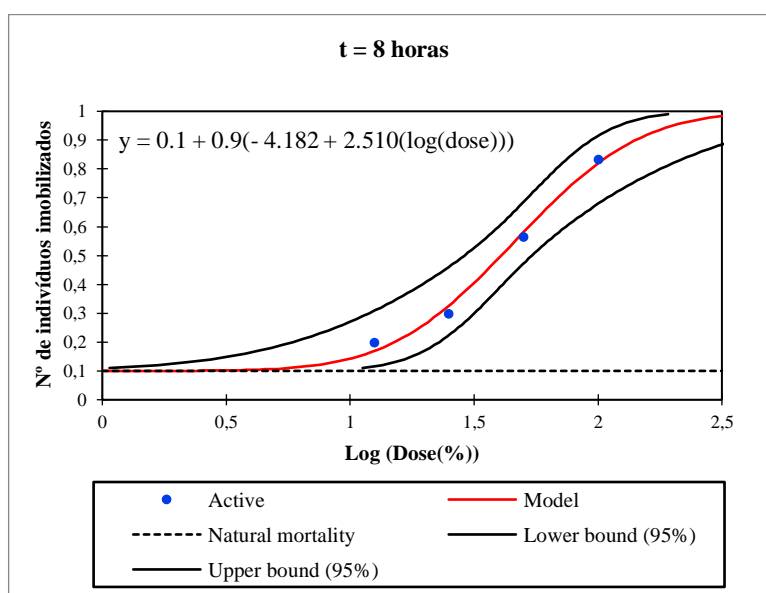
expostas as regressões para as doses (%) e os respectivos tempos de exposição aplicados.



a)



b)



c)

Figura 19 - Análise Probit da toxicidade do rejeito de mineração para o *Paramecium caudatum* durante os tempos de exposição de a) 2 horas. b) 4 horas. c) 8 horas

Fonte: Elaborado no Software XLSTAT (2019).

De acordo com os resultados, a análise traz informações significativas sobre a relação das variáveis log (dose) e mortalidade, uma vez que o valor da probabilidade do teste de chi-quadrado  $< 0,0001$  na razão log das probabilidades ( $\alpha = 0,05$ ). A partir dos modelos encontrados, é possível determinar os valores de CE-50 para os tempos de exposição e os respectivos valores de UTa. Os resultados são expostos na Tabela 11.

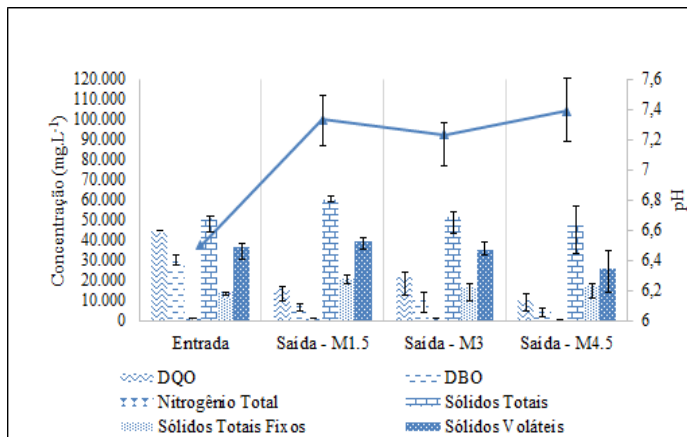
Tabela 11 - Valores de CE-50 e de UTa do rejeito de mineração para o *Paramecium caudatum* pelo método Probit

| <b>Organismo<br/>exposto</b>   | <b>Tempo de<br/>exposição<br/>(horas)</b> | <b>CE-50 (%)</b> | <b>I.C.<sub>95%</sub></b> | <b>UTa</b> |
|--------------------------------|-------------------------------------------|------------------|---------------------------|------------|
| <i>Paramecium<br/>caudatum</i> | 2                                         | 53,77            | 38,47 - 77,08             | 1,86       |
|                                | 4                                         | 47,34            | 33,84 - 64,55             | 2,11       |
|                                | 8                                         | 40,76            | 28,87 - 54,04             | 2,45       |

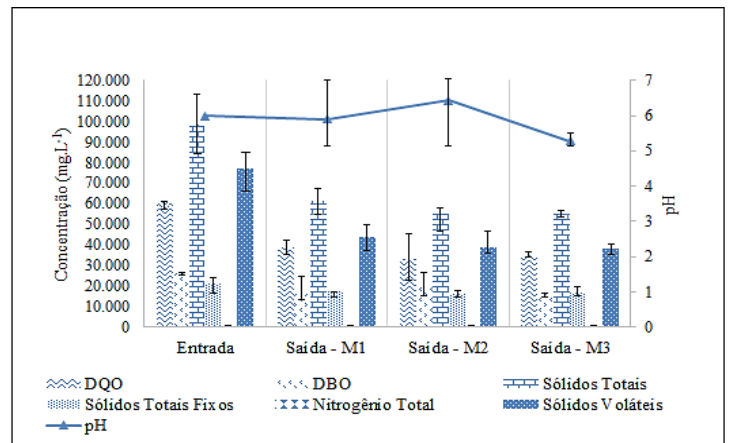
De acordo com ambos os métodos, conforme há o aumento do tempo de exposição, menor são os valores de CE-50, resultando maiores valores de UTa, como expostos Tabela 4. Ainda, por meio dos resultados obtidos, é possível observar que o rejeito de mineração se enquadra na classe III, apresentando toxicidade aguda de acordo com o sistema de classificação de perigos para águas residuais por Ribé *et al.* (2012) adaptado de Persoone *et al.* (2003).

### 5.3 Análise de variação dos constituintes orgânicos

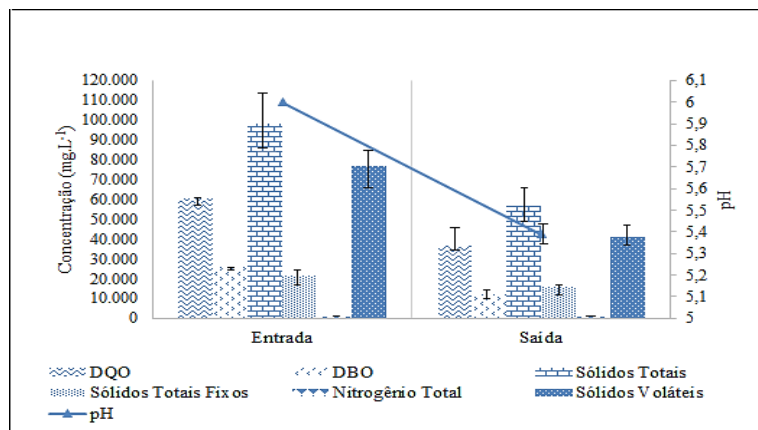
Para análise dos resultados, foram consideradas as concentrações médias das unidades digestoras e desvios-padrões, antes e após o período de DA, para ambos os processos sequenciais em batelada.



a)



b)



c)

Figura 20 - Análise de variação dos constituintes orgânicos para os processos sequenciais de a) 1ª batelada. b) 2ª batelada. c) controle

De acordo com Chernicharo (1997), os valores de pH, situados na faixa de 6,0 a 8,0, são favoráveis ao crescimento de microrganismos metanogênicos. É possível observar que os valores de entrada e saída, para essa variável no 1º processo sequencial, se enquadram ao intervalo estabelecido. Todavia, constata-se uma diminuição dessa variável no 2º processo sequencial e controle, cujo pH inicial foi igual a 6. Isso se deve ao fato do acetato e ácidos graxos produzidos durante o processo diminuírem o pH do sistema (FRACAROLI; SANTOS, 2005). Esse resultado é corroborado pelo estudo de Cioabla *et al.* (2012), que afirmam que o processo pode tolerar uma faixa de pH de 6,5 a 8, como exposto no primeiro processo. No 2º processo sequencial, houve a prevalência das etapas de hidrólise e

fermentação (pH de 5 a 7) e a alta produção de H<sub>2</sub>S, favorecendo a competição das bactérias redutores de sulfato (BRSs) e as *archaeas* metanogênicas e reduzindo a produção de biogás. Apesar da baixa produção de biogás, a faixa de pH encontrada para o 2º processo pode favorecer a formação de biohidrogênio durante a acidogênese pelas espécies *Enterobacter*, *Bacillus* e *Clostridium* para um pH igual a 5 (ACEVES-LARA *et al.*, 2006).

A redução da fração orgânica foi constatada pela análise de parâmetros como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos fixos (SF), voláteis (SV) e totais (ST) antes e após o processo de DA. Ao analisar-se a demanda química de oxigênio (DQO), observa-se que as porcentagens de remoção foram progressivas à medida que houve o aumento da dose de aditivo utilizada no 1º processo, atingindo a média de 76,78% de remoção para a aplicação de 4,5 g, seguida de 52,32% e 63,61% para as aplicações de 3 g e 1,5 g de pó de rejeito. Esse percentual atingiu cerca de 85,20% para o reator 8, expondo a máxima redução desse parâmetro no processo. Para o 2º processo, a máxima redução obtida para essa variável foi de 44,99% para a aplicação de 3 g, seguida de 35,77% e 41,85% para as adições de 1,5 g e 4,5 g de rejeito. Ainda, é necessário destacar que, aproximadamente, todas essas reduções encontradas foram superiores ao controle, cuja taxa de redução foi de 38,90%.

Em relação ao experimento de controle, é possível observar que a adição do rejeito de minério de ferro contribui positivamente para maior percentual de redução da matéria orgânica no processo. Apesar da eficiência do processo, é necessário realçar que as concentrações de saída apresentaram valores elevados em relação aos valores padrões estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta do Estado de Minas Gerais COPAM No. 01/2008, a qual estabelece a concentração máxima de 180 mg/L para esse parâmetro na condição de padrão para lançamento do efluentes em corpos hídricos. Portanto, ainda seria necessário a aplicação de um tratamento secundário para deposição do efluente em corpos hídricos.

No que tange à demanda bioquímica de oxigênio (DBO), constata-se que o maior percentual de redução de 81,40% foi obtido para a adição de 4,5 g de pó de rejeito,

seguido dos percentuais de 69,42% e 61,72% para as dosagens de 1,5 g e 3 g. Destaca-se que esses resultados foram superiores à média de redução obtida para os experimentos controle, cujo percentual de redução foi de 52,74%. É necessário destacar que para o 2º processo sequencial esse percentual de redução foi consideravelmente menor, variando de 25,96% para a dosagem de 3 g, seguido de 37,71% e 38,27% para as dosagens de 1,5 g e 4,5 g. É necessário realçar que esse resultado advém do baixo pH, bem como o aumento do valor da relação C/N no processo, como visto abaixo, resultando menor efetividade na digestão da matéria orgânica. Ainda, é necessário realçar que a supracitada Deliberação Normativa preconiza a concentração máxima de 60 mg/L para essa variável em termos de lançamento de efluentes, não devendo ocorrer o lançamento direto do substrato em corpos hídricos.

Para as variáveis sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos voláteis (SV), é possível observar o aumento de STF durante o 1º processo sequencial, o qual pode ter sido ocasionado pela adição do pó de rejeito de mineração no processo, o qual contém elementos inorgânicos. Esse fato se deu de maneira inversão em relação à redução de DBO, a qual foi mais efetivo com o aumento de pó de rejeito. Todavia, maiores percentuais de redução foram obtidos no 2º processo sequencial alcançando os percentuais de 44,18% para ST, seguido de 22,18% para STF e 50,27% para SV para a aplicação da dosagem de 4,5 g. Nesse sentido, são necessários que novos estudos sejam realizados para melhor entendimento desse aditivo de tal maneira a analisar sua eficácia na redução desse parâmetro no processo de DA, bem como para verificar a influência do pH na redução desses parâmetros.

Ainda, é necessário realçar que valores de entrada desses parâmetros foram, aproximadamente, o dobro dos valores de entrada do 1º processo. Isso se deve ao fato da maior deposição de sólidos no final do recipiente de amostragem e a desomogeneização do substrato. Nesse sentido, as concentrações atingidas para o 1º processo sequencial foram efetivamente menores. Aliado a esse fato, uma alternativa de pré-tratamento é a aplicação de tecnologias de tratamentos físicos para remoção de sólidos como exposto por Neumann *et al.* (2016) ou ainda um

processo de trituração da amostra. Ainda, a efetividade de ambos os processos é constatada pela relação carbono/nitrogênio (C/N) nas Figuras abaixo.

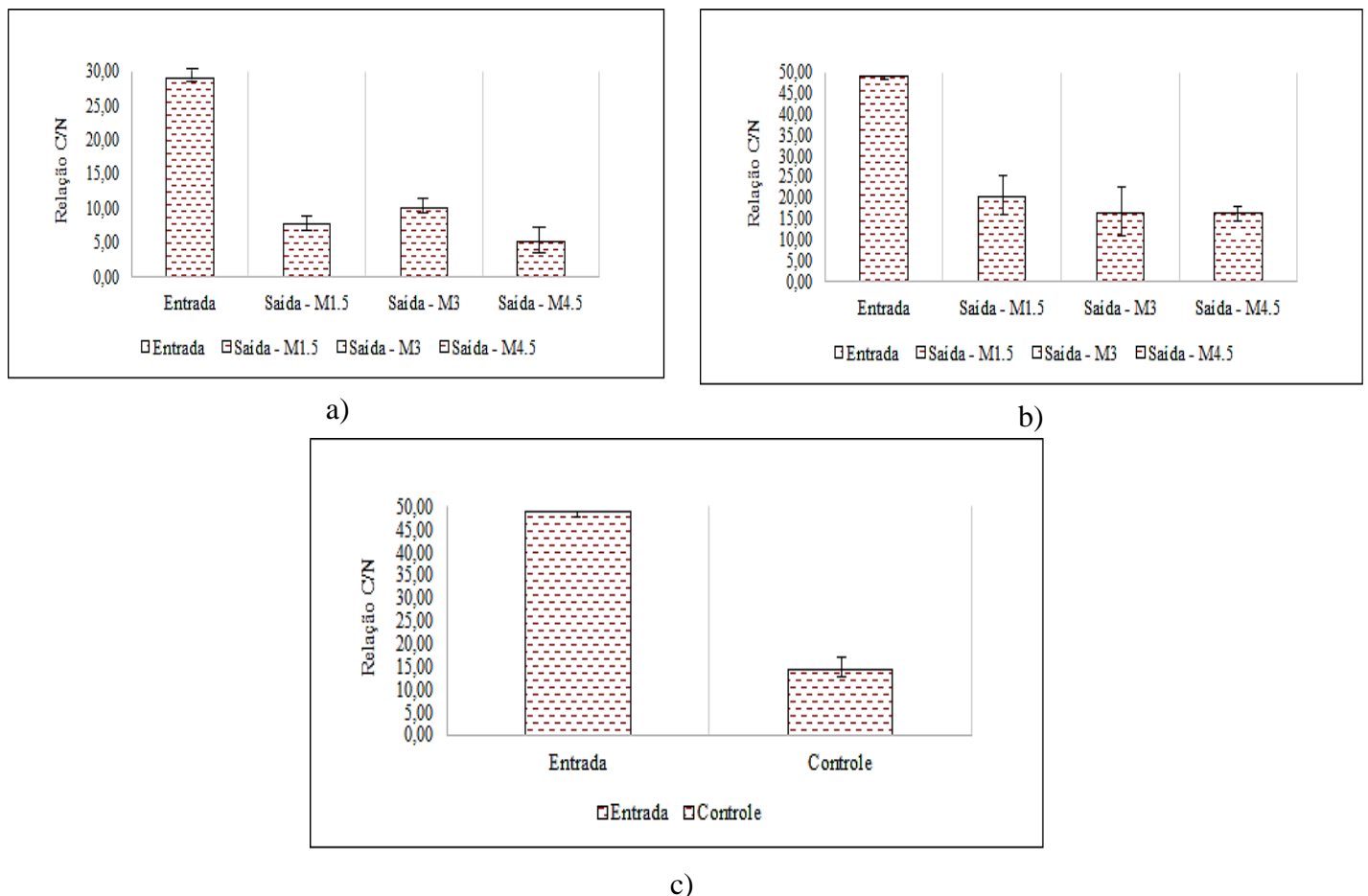


Figura 21 - Análise da relação C/N para os processos sequenciais de a) 1ª batelada. b) 2ª batelada. c) controle

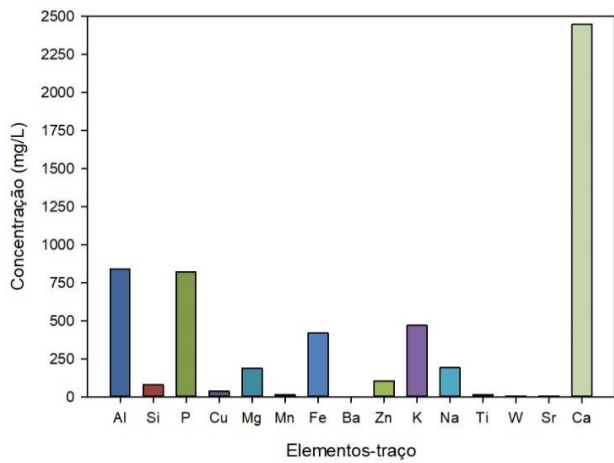
O aumento das concentrações de nitrogênio de maneira progressiva às dosagens de Fe, presente no rejeito, induziu o processo de Feammox a ocorrer continuamente, o qual é caracterizado pela oxidação anaeróbica de amônio acoplada à redução de  $Fe^{+3}$ . A partir disso, a redução dissimilatória do ferro contribuiu, não somente para promoção da digestão do lodo mas também a redução do teor de nitrogênio via esse processo (YANG *et al.*, 2018). Esse fato é corroborado pela diminuição das concentrações de nitrogênio à medida que houve a crescente adição de rejeito de mineração no processo de DA.



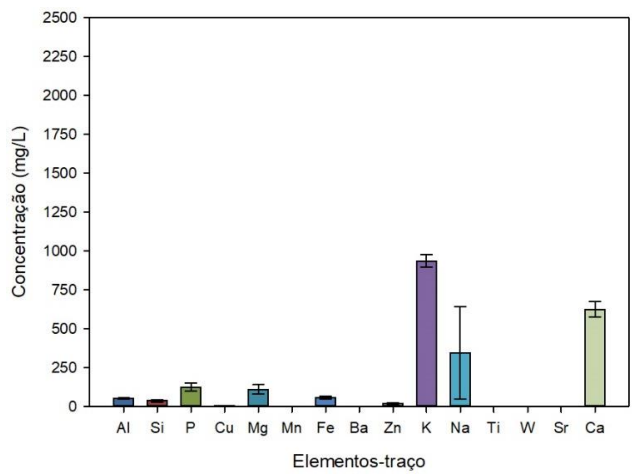
A relação C/N propicia as condições ideais para a degradação de compostos orgânicos e produção de CH<sub>4</sub> (FAO, 2019b; AGUILAR-AGUILAR, 2017). Uma relação carbono/ nitrogênio (C/N) de 25 a 30 é considerada a proporção mais apropriada para o desenvolvimento adequado de um processo biológico (GIL *et al.*, 2018), todavia, os valores de C/N podem variar consideravelmente de menos de 10 a mais de 90 e ainda resultam em digestão eficiente (MARCHAIM, 1992). Entretanto, é necessário realçar que a relação C/N de entrada para o 1º processo sequencial foi significativamente melhor, sendo mais próxima do intervalo estabelecido por Gil *et al.*, 2018, propiciando maior eficiência na taxa de redução orgânica dos tratamentos, bem como nas maiores produções de biogás e rendimento de CH<sub>4</sub>. Uma proporção adequada de C/N pode resultar em menor liberação de nitrogênio amoniacal total (NAT) e/ou menor acúmulo de AGVs no reator, os quais são intermediários importantes e potenciais inibidores ao diminuírem a atividade metanogênica no processo de DA (BARROS, 2012). A alta relação C/N na entrada do 2º processo sequencial resultou maior liberação de energia devido a maior presença de carbono. A partir disso, o nitrogênio é imobilizado pelos microrganismos e a velocidade de decomposição da matéria orgânica foi mais lenta durante o 2º processo de DA (BRAGA, 2015).

#### **5.4 Análise de variação dos elementos-traço**

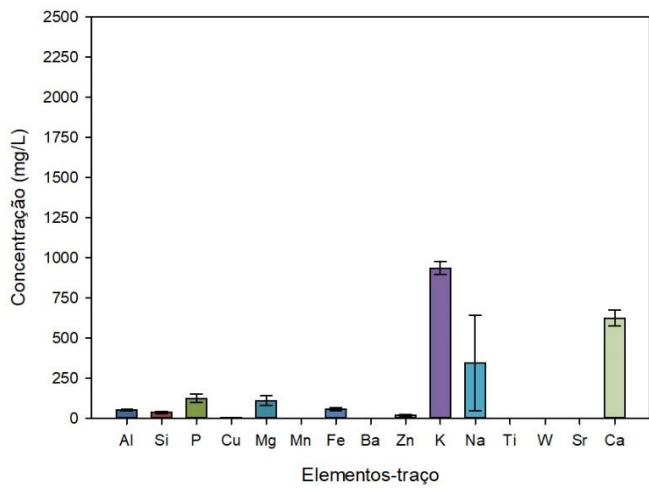
O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito desses metais durante a estabilização do lodo. Para análise dos resultados, foram consideradas as concentrações médias das unidades digestoras e desvios-padrões, antes e após o período de DA, para ambos os processos sequenciais em batelada.



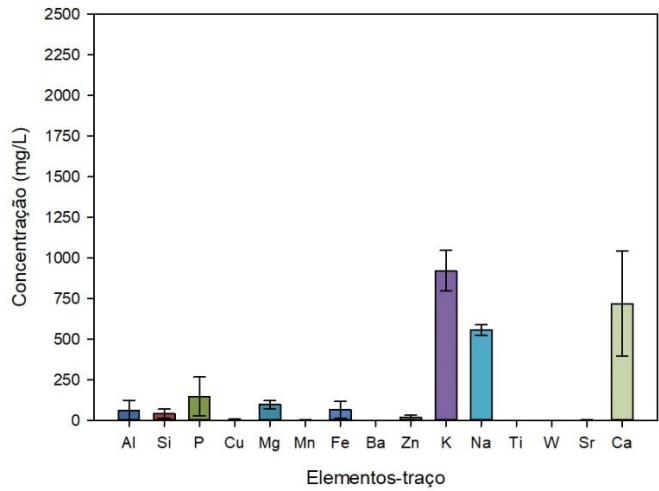
a)



b)



c)



d)

Figura 22 - Concentrações de elementos-traço do processo sequencial de 1ª batelada para a) entrada b) M1.5. c) M3. d) M4.5

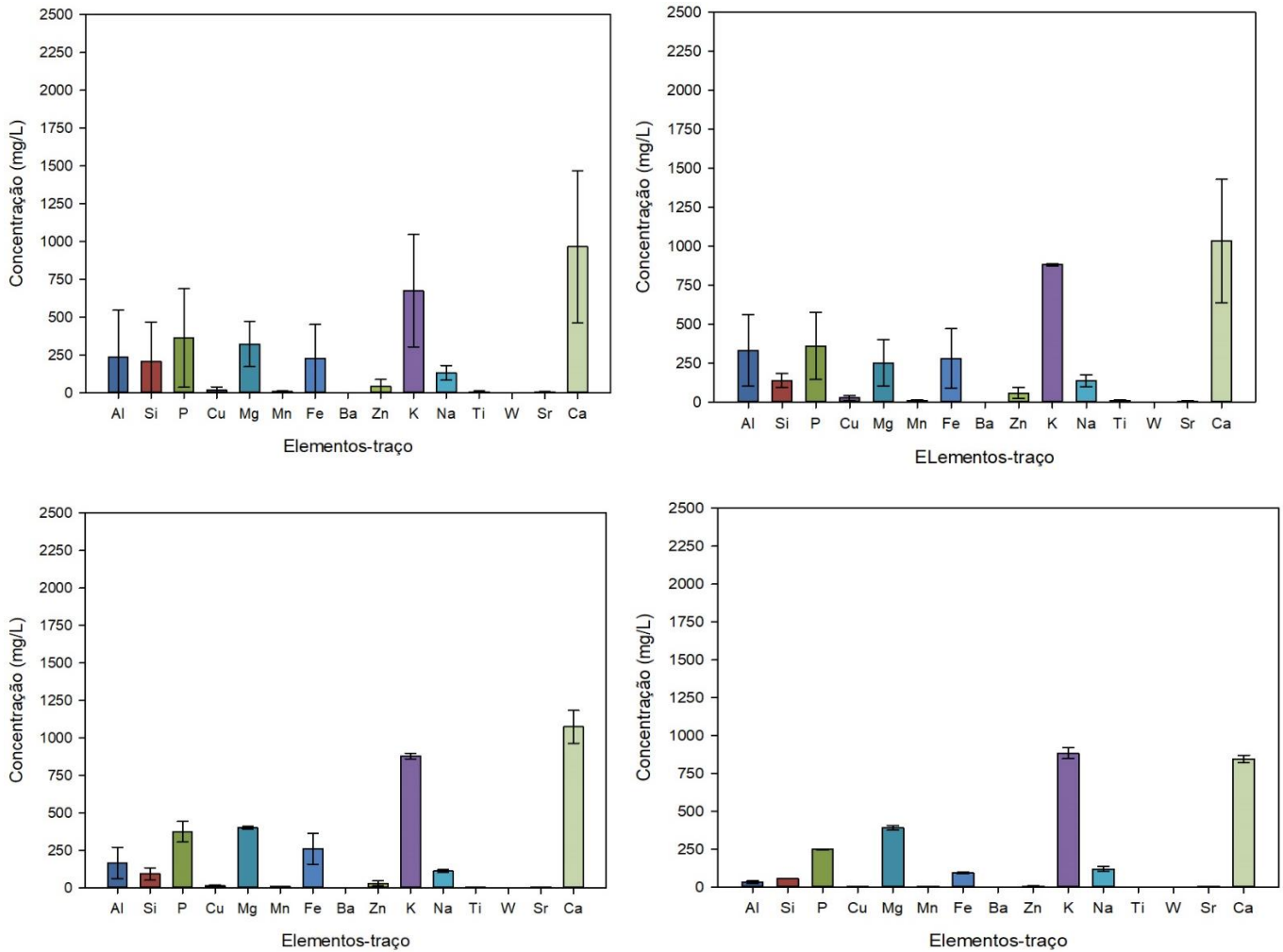


Figura 23 - Concentrações de elementos-traço do processo sequencial de 2ª batelada para a) M1.5. b) M3. c) M4.5. d) controle

A tecnologia ICP-MS possibilitou identificar os elementos Al, Si, P, Cu, Mg, Mn, Fe, Ba, Zn, K, Ti, W, Sr e Ca no estrume utilizado, com predominância de maiores concentrações de Al, P, Fe, K e Ca no processo de entrada. De acordo com Miyazawa e Barbosa (2015) e Diesel, Miranda e Perdomo (2002), a presença dos elementos Fe, P, K, Ca, Mg, Cu e Zn é usual nos dejetos de suínos, constituindo-se em características desejáveis do substrato para o uso agrícola. Ainda, os elementos Zn, Cu e Mn são importantes para a nutrição animal, estando presentes nos complexos minerais usados na formulação de rações, em que o Zn é muito utilizado na formulação de rações de leitões de tal maneira a eliminar distúrbios

gastrointestinais que podem vir a surgir após a etapa desmame (BASSO *et al.*, 2012).

De acordo com as análises de entrada e saída, para ambos os processos sequenciais, é possível observar que há menores concentrações dos elementos após o processo de DA ocorrendo, principalmente, as diminuições dos elementos Ba e Ti. Em vista desse exposto, as variações dos metais podem estar ligadas à absorção e liberação de metais quelatados presentes no estrume como estoque de elementos para atender à necessidade dos metabolismos dos microrganismos anaeróbios além da mudança do pH e destruição química devido à produção de espécies reativas de oxigênio (CHAI *et al.*, 2013; SARKER *et al.*, 2019).

O crescimento e propagação de microrganismos responsáveis pela DA envolve a necessidade de oligoelementos. Os elementos Fe, Cu, Zn, W, Co, Ni, Se, e Mo, são os principais constituintes do sistema enzimático de vários metanógenos, sendo componentes importantes de coenzimas, agons e cofatores dos sistemas que têm efeitos reguladores significativos sobre a fase de produção de metano (SCHERER; LIPPERT; WOLFF, 1983; MUDHOO; KUMAR, 2013). A Tabela 12 mostra as concentrações ótimas partindo-se dos maiores valores percentuais de CH<sub>4</sub> para uma faixa de pH de 6,5 - 7,39 obtida durante o 1º processo sequencial com a adição de 4,5 g de rejeito de mineração.

Ahn *et al.* (2006) expõem que a adição de cálcio nas águas residuárias de suínos é essencial para melhorar o desempenho da DA ao diminuir a concentração de ácidos graxos voláteis totais (AGVs), especialmente o propionato. O W também desempenha um papel significativo na degradação do propionato, além de ser um elemento necessário aos elementos metanógenos. Como exemplos de enzimas que contém esse elemento, tem-se a formato desidrogenase (FDH), necessária para conservação de energia e assimilação de carbono em sistemas anaeróbios e a formilmetanofurano desidrogenase (FMDH), a qual reduz o CO<sub>2</sub> e acopla o grupo formil ao menotafurano nos organismos metanogênicos (PLUGGE *et al.*, 2009). No que tange à adição de ambos esses elementos, a faixa de concentração de Ca na entrada do presente processo foi próxima à concentração de 3000 mg/L, a qual diminuiu a fase de atraso incrementou a taxa de produção de biogás de acordo com

o estudo relatado por Ahn *et al.* (2016). Já para o elemento W, não foram encontradas faixas de concentrações compatíveis com o presente estudo, todavia, realça-se que as menores concentrações foram obtidas para esse elemento.

O Cu e Zn, além do Se são necessários para a ativação ou funcionamento de muitos enzimas e coenzimas na fermentação anaeróbia (CHEN *et al.*, 2014). De acordo com Dokulilová, Koutný e Vítěz (2018), as concentrações mais baixas de zinco e cobre, que causam inibição significativa da produção de biogás são de 400 mg/L de  $Zn^{2+}$  e 1000 mg/L  $Cu^{2+}$ . No que tange à produção de  $CH_4$ , essa inibição ocorre para as concentrações de 400/L mg  $Zn^{2+}$  e 600 mg/L  $Cu^{2+}$ . De acordo com o presente trabalho, é possível observar que as concentrações de entrada e saída (pós DA) foram substancialmente menores quando comparadas às expostas pelos autores pesquisados.

De acordo com Cabirol *et al.* (2003), há escassas informações na literatura acerca do efeito do Al sobre o consórcio microbiano da DA, principalmente em relação às arqueas metanogênicas. Segundo Jackson-Moss e Duncan (1991), a concentração de 2.500 mg/L de Al pode ser tolerada por bactérias metanogênicas aclimatadas. Acima disso, há diminuição da eficiência do processo por um aumento na concentração de AGV e uma diminuição na alcalinidade de bicarbonato. É possível alta concentração de Al no substrato (837,70 mg/L), porém menor do que a relatada pelos autores pesquisados, sendo alta a redução desse elemento após ambos os processos sequenciais.

O Mg é um importante elemento na manutenção da função da biomassa, desempenhando funções vitais no ribossomo, nas células das membranas e ácidos nucleicos, além de promover a otimização da produção de  $CH_4$  (ROMERO-GÜIZA *et al.*, 2016; MA *et al.*, 2009). Romero-güiza *et al.* (2016) analisou o efeito do Mg como inibidor e ativador do processo de DA de substrato de suínos, estimando uma inibição menor e maior para 750 mg/L e 1000 mg/L desse cátion respectivamente. Ainda, Ahring *et al.* (1991) estimou a concentração de 730 mg/L de Mg como concentração ótima na morfologia e crescimento de *Methanosarcina thermophila*. Nesse sentido, é possível observar que os valores encontrados para ambos os processos sequenciais estão dentro da faixa estimada pelos autores.

De acordo com Fermoso *et al.* (2009), o Mn é essencial no processo de DA, estabilizando a metiltransferase em bactérias produtoras de CH<sub>4</sub> e participando de reações redox. Suárez *et al.* (2014) determinaram concentrações ótimas desse elemento na adição de minerais naturais de argila extraídas de solos por experimentos em lote. De acordo com esses autores, as dosagens ótimas de Mn para o processo se encontraram nas faixas de 7-21 mg e de 14-42 mg, estimulando o rendimento de CH<sub>4</sub> e a atividade metanogênica em até 30%, nessa ordem. A partir disso, é possível observar que as concentrações obtidas se enquadram nos intervalos estabelecidos pelos autores.

Segundo Cheng (2017), o K é um nutriente requerido para o crescimento dos organismos anaeróbicos e valores menores que 400 mg/L podem aumentar a produção de CH<sub>4</sub>, todavia, altas concentrações, tanto quanto 4000 mg/L podem ser encontradas em águas residuárias de suínos. De acordo com McCarthy (1964), 585 mg/L desse elemento pode causar a inibição de metanógenos utilizadores de acetato em reatores com condições mesofílicas. Apesar disso, para o presente estudo, foi reportada uma concentração de saída maior à referida pelo autor, sendo correspondente a maiores volumes de biogás e rendimento de CH<sub>4</sub>. Ainda, para Dimroth e Thomer (1989), o Na é um elemento necessário para o crescimento das bactérias anaeróbicas em razão de seu papel na formação do trifosfato de adenosina ou na oxidação do NADH e o nível ótimo para a concentração de sódio na DA mesofílica é de 100-350 mg/L. Nesse sentido, a concentração de entrada se mostrou em nível adequado para o processo, sendo elevada posteriormente.

Para o elemento Si, não foram encontradas pesquisas acerca da concentração ideal para esse elemento no processo de DA. Todavia, Ahamed *et al.* (2016) analisaram esse processo nos excrementos de aves e resíduos domésticos utilizando o efeito catalítico do gel de sílica (SiO<sub>2</sub>), obtendo um aumento de 33,12% da produção de biogás. Dessa maneira, sugere-se que as novas pesquisas investiguem a influência desse elemento no processo de DA.

O P é um nutriente inorgânico, que é requerido para o crescimento dos organismos do processo de DA. É possível observar altas reduções das concentrações desse nutriente em ambos os processos sequenciais, sendo elas de 82,37%, 84,87% e

81,99% para as dosagens de 1,5g, 3g e 4,5 g em relação a redução de 69,76% para o controle. Esse resultado é corroborado pelo estudo de Zheng *et al.* (2013), o qual afirmam que a eficiência de remoção do fósforo aumentou com o aumento da quantidade de resíduos de sucata de ferro como aditivos no processo de DA. De acordo com os mecanismos explicados pelos autores, as bactérias hidrolíticas reduzem o pH do lodo para corroer o resíduo de ferro, seguido pela precipitação de fósforo por ferro ferroso gerado por bactérias redutoras de ferro. Ainda, a adsorção de fósforo no resíduo é o segundo mecanismo provável.

O elemento Ti foi detectado previamente ao processo, não sendo detectado após a digestão da amostra para o 1º processo sequencial. Além da possível liberação desse metal no estrume, como no caso do controle, a mudança do pH também pode ter influenciado maiores concentrações desse metal no 2º processo. Esse mesmo fato ocorreu para o elemento Sr, todavia, suas concentrações médias foram um pouco mais elevadas no 2º processo, sendo superiores ao controle. Ainda, para esse elemento, não foram encontradas concentrações ideais na literatura, sendo sua faixa de concentração ótima estabelecida na Tabela 12. Em relação ao uso do Ti, Farghali *et al.* (2019) relataram que o uso de 500 mg/L de nano-TiO<sub>2</sub> no experimento em lote melhorou o rendimento de CH<sub>4</sub> para 121%, realçando a otimização do processo por meio do uso desse elemento. Para o presente estudo, a concentração inicial desse elemento no substrato foi de, aproximadamente, 15 mg/L, não sendo identificada sua presença após o processo de DA.

É possível observar, ainda, que no processo envolvendo o controle, as concentrações dos elementos K e Ca permaneceram, aproximadamente, iguais aos processos contendo aditivos, havendo a inclusão do elemento Mg no 2º processo sequencial. Aliado as todas essas pesquisas, realça-se que a adição do pó de rejeito de mineração também contribuiu para o aumento das concentrações dos elementos Fe, Ca, Al, Si, Mn e P, aumentando a biodisponibilidade no processo e sendo previamente identificados na análise mineralógica.

Diversos autores expõem concentrações ideais dos metais no processo de DA, porém é necessário realçar que as faixas de concentrações variam de acordo com os parâmetros operacionais, como por exemplo, o volume e tipo de reator

estabelecidos em cada pesquisa, além da composição intrínseca do substrato e sua homogeneização. Nesse sentido, é necessário realçar que, apesar da grande quantidade de pesquisas sobre a presença de oligoelementos na produção de biogás e CH<sub>4</sub> em substratos sintéticos e em águas residuais industriais, há uma quantidade limitada de dados atualmente disponíveis sobre a demanda e o suprimento de nutrientes em digestores anaeróbios de excrementos de animais e resíduos agrícolas (DEMIREL; SCHERER, 2011). Nesse sentido, são necessárias mais pesquisas acerca da difusão de tais concentrações de acordo com as características operacionais, principalmente, no que tange ao uso do resíduo de rejeito de mineração como aditivo no processo.

Tabela 12 - Concentrações ótimas de elementos-traço

| <b>Elemento-traço</b> | <b>Concentração inicial<br/>no substrato (mg. L<sup>-1</sup>)</b> | <b>Concentração ótima<br/>(mg. L<sup>-1</sup>)</b> |
|-----------------------|-------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| Al                    | 837,70                                                            | 15,42 - 41,70                                      |
| Si                    | 82,53                                                             | 17,08 - 36,60                                      |
| P                     | 819,50                                                            | 64 - 94,56                                         |
| Cu                    | 37,71                                                             | 0 - 0,52                                           |
| Mg                    | 187,71                                                            | 82,44 - 83,08                                      |
| Mn                    | 13,18                                                             | 0 - 4,08                                           |
| Fe                    | 420,40                                                            | 24,90 - 49,60                                      |
| Ba                    | 1,60                                                              | 0                                                  |
| Zn                    | 105,84                                                            | 8,26 - 13,22                                       |
| K                     | 469,80                                                            | 786,40 - 946,20                                    |
| Na                    | 191,50                                                            | 521 - 578,40                                       |
| Ti                    | 14,95                                                             | 0                                                  |



|    |         |                 |
|----|---------|-----------------|
| W  | 6,87    | 0,18 - 0,26     |
| Sr | 5,74    | 0,14 - 0,54     |
| Ca | 2449,40 | 450,60 - 630,40 |

### 5.5 Análise da produção de biogás em escala laboratorial

As produções de biogás, semanais e acumuladas, para ambos os processos com pó de rejeito de mineração e controle são expostas abaixo.

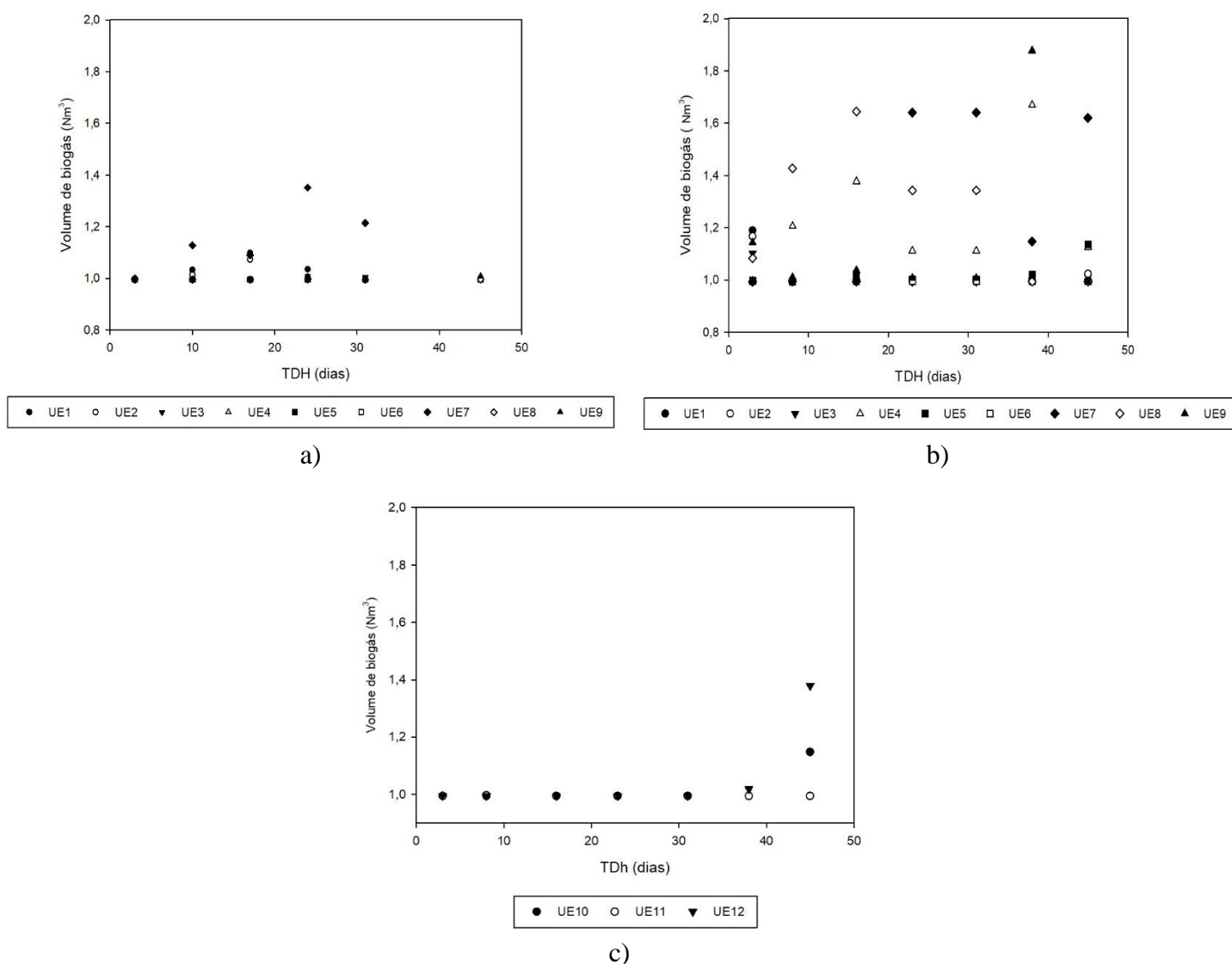


Figura 24 - Volume de biogás gerado para a) adição de aditivo no 1º processo sequencial b) adição de aditivo no 2º processo sequencial c) controle

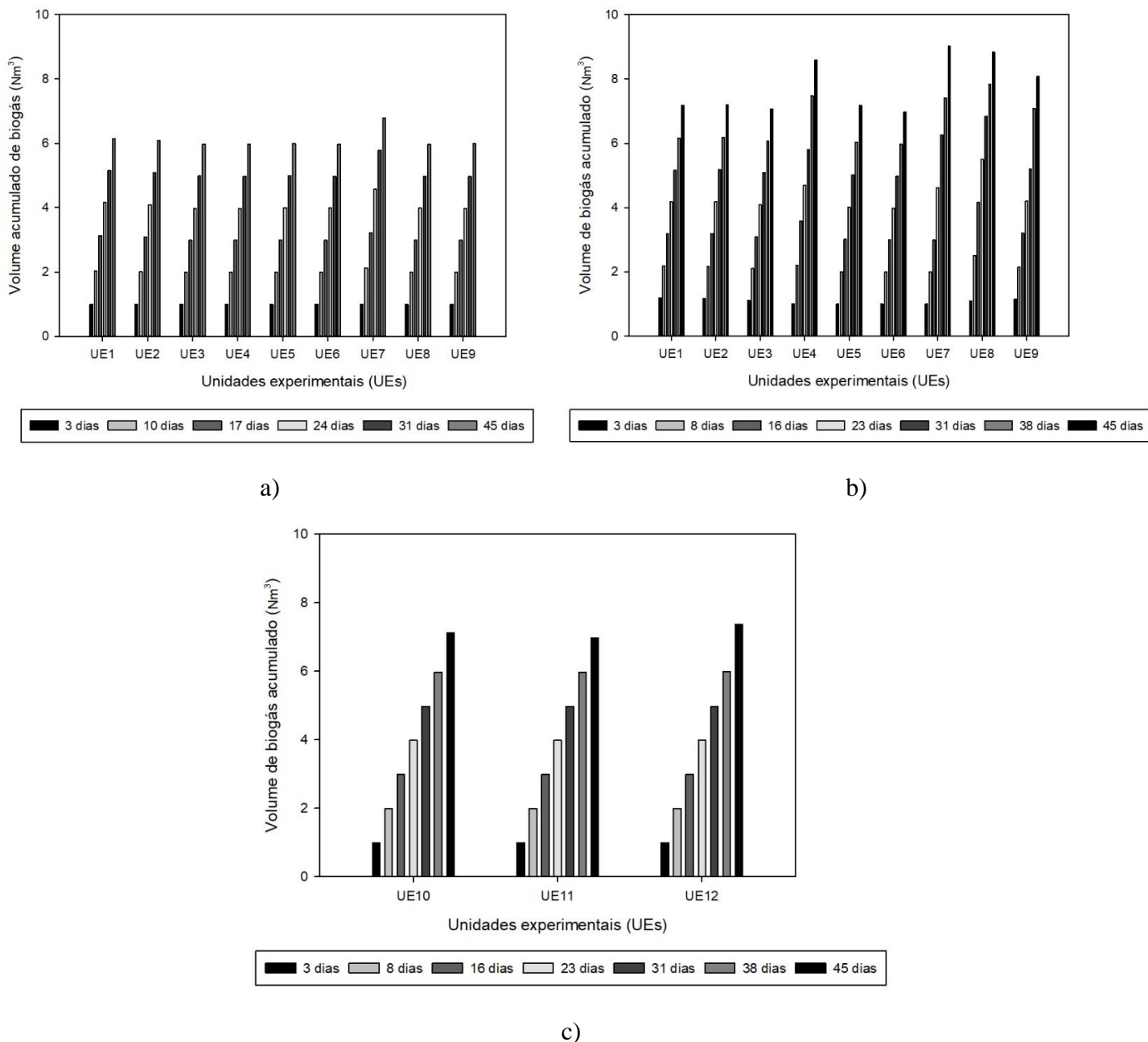


Figura 25 - Volume de biogás acumulado para a) adição de aditivo no 1º processo sequencial b) adição de aditivo no 2º processo sequencial c) controle

É possível observar que, para ambos os processos sequenciais, a produção de biogás foi maior à medida que houve o aumento progressivo da adição do pó de rejeito de mineração. Todavia, para o 1º processo, a produção volumétrica de CH<sub>4</sub> foi maior. Além da adição de 4,5 g de pó de rejeito, esse fato também se decorreu em razão das melhores condições degradáveis do substrato e pH do processo. Isso pode ser observado na Tabela 13, na qual é mostrada a produção em m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg de substrato.

Tabela 13 - Produção, em Nm<sup>3</sup>, de metano (por kg de DQO, de DBO, de ST e de SV)

| Processo                   | Amostra  | Pressão<br>(Pa)      | m <sup>3</sup> biogás/<br>kg de | m <sup>3</sup><br>CH <sub>4</sub> /kg | m <sup>3</sup><br>CH <sub>4</sub> /kg | m <sup>3</sup><br>CH <sub>4</sub> /kg | m <sup>3</sup><br>CH <sub>4</sub> /kg | m <sup>3</sup><br>CH <sub>4</sub> /kg |
|----------------------------|----------|----------------------|---------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
|                            |          |                      | substrato                       | Substrato                             | DQO                                   | DBO                                   | ST                                    | SV                                    |
| 1 <sup>a</sup><br>batelada | M1.5     | 1.394,20             | 1,38.10 <sup>-1</sup>           | 6,99.10 <sup>-2</sup>                 | 1,12.10 <sup>-1</sup>                 | 1,03.10 <sup>-1</sup>                 | -                                     | -                                     |
|                            | M3       | 57,81 <sup>(1)</sup> | 1,35.10 <sup>-1</sup>           | 7,76.10 <sup>-2</sup>                 | 1,52.10 <sup>-1</sup>                 | 1,28.10 <sup>-1</sup>                 | -                                     | 2,30.10                               |
|                            | M4.5     | 3.688,95             | 1,41.10 <sup>-1</sup>           | 8,41.10 <sup>-2</sup>                 | 1,12.10 <sup>-1</sup>                 | 1,06.10 <sup>-1</sup>                 | 1,33.10                               | 3,09.10 <sup>-1</sup>                 |
| 2 <sup>a</sup><br>batelada | M1.5     | 2.470,10             | 1,62.10 <sup>-1</sup>           | 5,30.10 <sup>-2</sup>                 | 1,52.10 <sup>-1</sup>                 | 1,44.10 <sup>-1</sup>                 | 1,45.10 <sup>-1</sup>                 | 1,27.10 <sup>-1</sup>                 |
|                            | M3       | 6.987,66             | 1,71.10 <sup>-1</sup>           | 5,81.10 <sup>-2</sup>                 | 1,32.10 <sup>-1</sup>                 | 2,29.10 <sup>-1</sup>                 | 1,35.10 <sup>-1</sup>                 | 1,20.10 <sup>-1</sup>                 |
|                            | M4.5     | 18.703,97            | 1,95.10 <sup>-1</sup>           | 4,78.10 <sup>-2</sup>                 | 1,17.10 <sup>-1</sup>                 | 1,28.10 <sup>-1</sup>                 | 1,11.10 <sup>-1</sup>                 | 9,74.10 <sup>-2</sup>                 |
|                            | Controle | 2.148,95             | 1,62.10 <sup>-1</sup>           | 2,81.10 <sup>-2</sup>                 | 7,36.10 <sup>-1</sup>                 | 5,43.10 <sup>-2</sup>                 | 6,75.10 <sup>-2</sup>                 | 6,11.10 <sup>-2</sup>                 |

<sup>(1)</sup> Valor ínfimo de pressão em razão dos baixos valores obtidos para a UE3.

Por meio da Tabela 13, constata-se que as produções volumétricas de CH<sub>4</sub> por kg de substrato foram, aproximadamente, 59,80%, 63,79% e 66,59% maiores no 1º processo e 47%, 51,63% e 41,21% maiores no 2º processo em relação à produção obtida no controle à medida que foram utilizadas as dosagens crescentes de rejeito no processo. Ainda é possível observar que, para o 1º processo, as relações m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg DQO e m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg DBO foram mais baixas, ao usar-se o aditivo de 1,5 g e 4,5 g, em razão da dos processos de conversão e as consequentes eficiências de redução terem sido maiores para essas variáveis (63,6% e 76,78% para DQO e 69,42% e 81,40% para DBO). Esse fato também ocorreu para o 2º processo ao utilizar-se a dosagem de 4,5 g, cuja eficiência média de redução também foi maior para essas variáveis. Ainda, para esse mesmo processo, a produção volumétrica de biogás acumulado foi 17,29% maior para essa mesma dosagem em relação ao controle, sendo 5,65% e 0,03% maior para as dosagens de 3 g e 1,5 g em relação a esse mesmo parâmetro. Em relação à variável SV, é possível observar que durante o 1º processo, a redução dessa variável para a dosagem de M3 foi insignificativa (3,45%), resultando um alto valor da relação m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV.

No que tange às outras dosagens, é possível observar que, durante o 2º processo, a conversão dos valores dessa variável ocorreu de forma progressiva para as dosagens

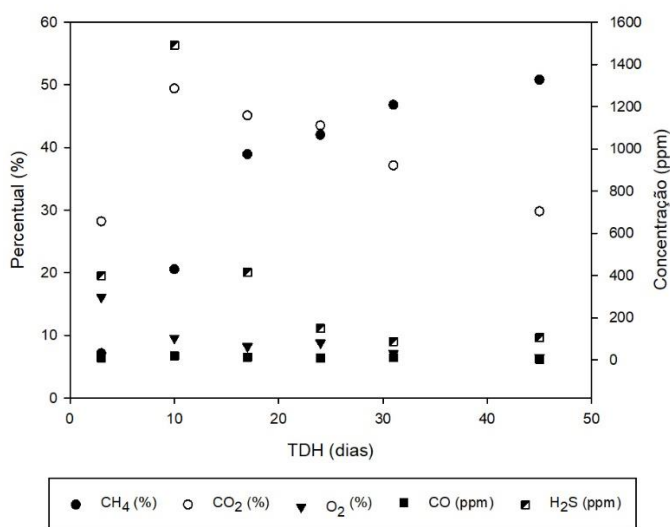
aplicadas, sendo sua redução mais expressiva (50,23%) ao aplicar-se a dosagem de 4,5 g. Contudo, realça-se que os maiores percentuais de CH<sub>4</sub> foram obtidos para as dosagens de 1,5 g e 3 g, cujas reduções foram de 43% e 49,42% para SV, sendo essa última superior ao controle.

A Equação 12 representa a produção de biogás (y), em Nm<sup>3</sup>, pelo uso do pó de rejeito de mineração (x), em gramas. De acordo com a análise estatística, a produção possui distribuição normal com Pr < W (0,005 < 0,782).

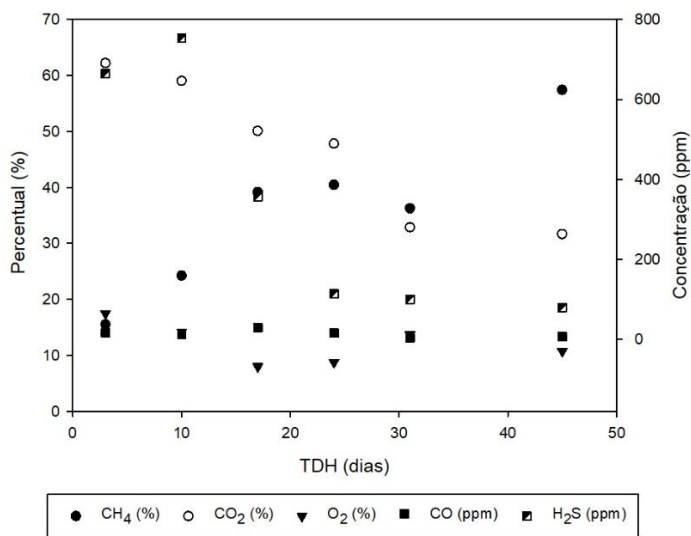
$$y = 0,033613x^2 - 0,106018x + 2,04076 \quad R^2 = 99,83 \quad (17)$$

### 5.6 Análise da composição do biogás

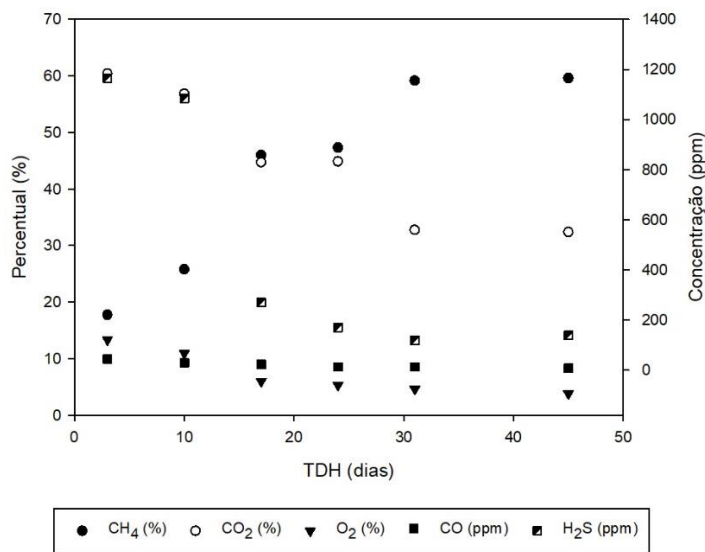
As análises de composição do biogás são apresentadas nessa seção. O objetivo desse estudo foi analisar o rendimento de CH<sub>4</sub>, considerando-se as concentrações médias das unidades digestoras.



a)

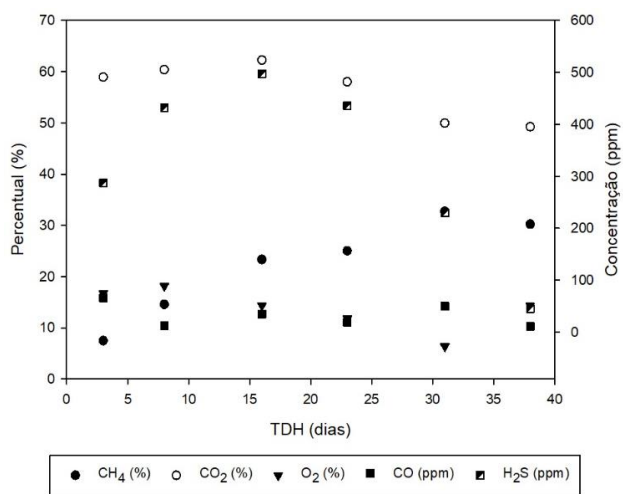


b)

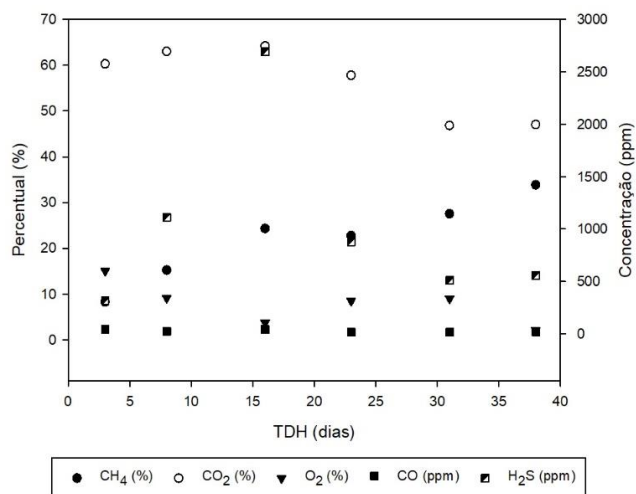


c)

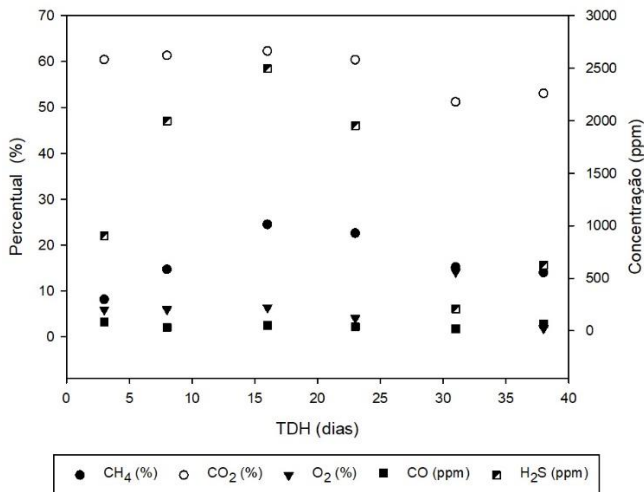
Figura 26 - Percentuais dos elementos gerados no biogás durante o processo sequencial de 1ª batelada para a) M1.5. b) M3. c) M4.5



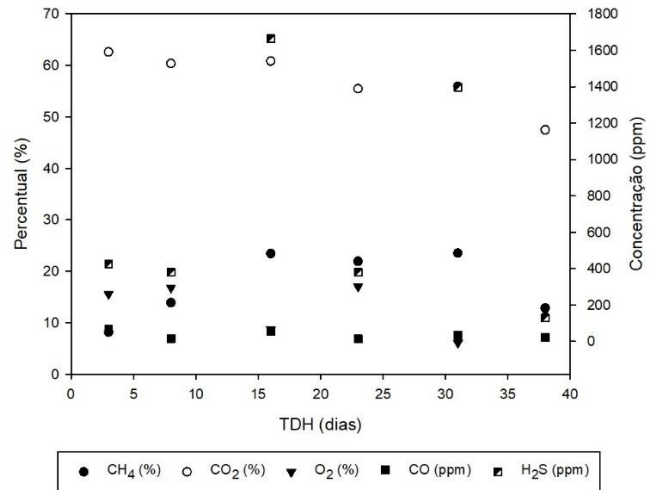
a)



b)



c)



d)

Figura 27 - Percentuais dos elementos gerados no biogás durante o processo sequencial de 2ª batelada para a) M1.5. b) M3. c) M4.5. d) M0

Para análise, foram consideradas as médias dos valores das concentrações de CH<sub>4</sub> (%), CO<sub>2</sub> (%), O<sub>2</sub> (%), CO (ppm) e H<sub>2</sub>S (ppm) obtidas pelos estudos experimentais realizados em triplicata, devido as altas variações do comportamento da matéria orgânica no solo dos digestores anaeróbios.

É possível observar o aumento da concentração de CH<sub>4</sub>, durante o 1º processo sequencial, à medida que há o aumento da adição de pó de rejeito de mineração nos tratamentos como exposto na Figura 26a, Figura 26b e Figura 26c. A partir do exposto, a média dos percentuais máximos desse elemento, para um TDH de 45 dias, é de 50,80%, de 57,43% e de 59,60% para as progressivas adições respectivamente. O percentual máximo desse elemento foi de 62,20% para o reator 7. No que se refere ao 2º processo sequencial de batelada, os percentuais máximos foram de 32,73%, de 33,87% e 24,47% para as dosagens de 1,5 g (TDH = 31 dias), de 3 g (TDH = 38 dias) e 4,5 g (TDH = 16 dias). É necessário realçar que a queda do pH dos biodigestores para as dosagens de 1,5 e 3 gramas estão associados ao baixo rendimento de CH<sub>4</sub> para no 2º processo em relação 1º processo. Ainda, é possível observar que, apesar da variabilidade de pH dos reatores controle ser parecida com aqueles com aditivo de 4,5 g, maiores percentuais de CH<sub>4</sub> foram encontrados para essa última em relação à primeira. Ainda, é possível observar que

há menor variabilidade de dos percentuais de CH<sub>4</sub> pelos tempos de detenção ao utilizar-se o resíduo como aditivo.

As maiores produções de gás CH<sub>4</sub> nas unidades experimentais ocorreram em detrimento das menores concentrações de oxigênio. Nesse sentido, há condições adequadas para o crescimento de microrganismos formadores de metano, contribuindo para maior eficiência do processo (GOULD, 2015).

Maiores teores de dióxido de carbono (30% a 40%) contribuem para menor energia do biogás em relação ao gás natural (RUAN *et al.*, 2019). As maiores porcentagens do elemento CO<sub>2</sub> foram registradas durante o 2º processo sequencial, atingindo seu pico para um TRH de 16 dias. Para o 1º processo sequencial, os menores percentuais foram obtidos para um TRH de 45 dias. Atualmente, o CO<sub>2</sub> pode ser removido do processo por adsorção, absorção, separação criogênica ou separação por membranas (VRBOVÁ; CIAHOTNÝ, 2017). Todavia, para pequenas plantas tais processos podem não ser viáveis economicamente.

Usualmente, é possível observar que há alta produção de H<sub>2</sub>S no processo de digestão anaeróbica, todavia, à medida que se dá o decorrimto desse processo, há menor produção desse composto, contribuindo para maiores percentuais de CH<sub>4</sub>. Durante o 1º processo sequencial, essa observação é mais explícita, uma vez que há menores concentrações de H<sub>2</sub>S quando comparadas às obtidas para o segundo processo. Esse fato indica maior presença de bactérias formadoras de ácidos, como a *Desulfomicrobium*, além de um alto teor orgânico, desfavorecendo o trabalho das arqueas metanogênicas, como a *metanobacterium* e *metanococcus* (FRACAROLI; SANTOS, 2005; YAN *et al.*, 2018). Apesar disso, as menores concentrações desse composto foram obtidas nos reatores contendo o aditivo quando comparados aos processos de controle. Esse resultado pode ter sido ocasionado pela presença do elemento ferro e é corroborado pelo estudo de Lin *et al.* (2017), os quais realçaram que o íon ferroso mostrou-se eficaz no controle da concentração de H<sub>2</sub>S após 45 dias de digestão de esterco leiteiro.

Ainda, a produção de CO foi significativamente maior no segundo processo sequencial. Todavia, apesar de sua toxicidade pra maior parte das matérias vivas no

planeta, Oelgeschläger e Rother (2008) apontam que diversos microrganismos aeróbios e anaeróbios podem usá-lo como fonte de carbono e/ou energia para o crescimento. Os autores realçam que o crescimento carboxidotrófico da *Methanosarcina acetivorans*, requiere a formação de tióis metilados, formato e até acetogênese, mostrando como as propriedades redox do CO podem ser, inesperadamente, exploradas por microrganismos anaeróbios.

### 5.7 Análise da toxicidade do substrato

Os critérios de validação do teste conforme a norma ABNT 16.387 são expostos na Tabela 14.

Tabela 14 - Critérios de validade obtidos no ensaio

| <b>Critério</b>                                                                                 | <b>Parâmetro</b>                  | <b>Referência</b>         |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|---------------------------|
| Mortalidade média nos controles (SN e SAT)                                                      | Ct SN – 4%<br>Ct SAT – 6%         |                           |
| Nº de juvenis nos controles considerando a adição de 10 adultos (com ovos na região do clitelo) | ≥ 50                              | Valores obtidos no ensaio |
| Coeficiente de variação nos controles (SN e SAT)                                                | Ct SN – 14,80%<br>Ct SAT – 23,44% |                           |

De acordo com alguns agricultores, a aplicação de esterco suíno para fertilizar o solo contribui para o aumento de renda anual, todavia também resulta sérios problemas ambientais em relação à saúde e qualidade do solo (ANTONELI *et al.*, 2019). Dentre os efeitos, destacam-se a poluição de águas subterrâneas, eutrofização das águas superficiais, salinização do solo, lixiviação de poluentes e emissão de GEEs (QIAN *et al.*, 2018; SARGA, 2015). Apesar disso, ainda não há uma conclusão efetiva acerca da principal causa desses problemas, os quais também



podem ser causados por uma má gestão. Além disso, há falta de consenso na literatura se há eficiência na aplicação de esterco líquido de suínos em termos de efeitos temporais. Muitos estudos mostram uma melhoria na qualidade do solo após, no mínimo, 10 anos de tratamento (ANTONELI *et al.*, 2019). Os autores encontraram efeitos positivos na aplicação de esterco líquido culturas tropicais de soja pelo menos nos primeiros 15 anos de tratamento.

A espécie *Enchytraeus crypticus* tem sido aplicada em diversos trabalhos para estudo de toxicológicos terrestres (KOBETIČOVÁ; HOFMAN; HOLOUBEK, 2010; MACCARI *et al.*, 2015). Para o presente estudo, a Figura 28 expõe o número de organismos vivos de acordo com as dosagens aplicadas, em m<sup>3</sup>/ha.

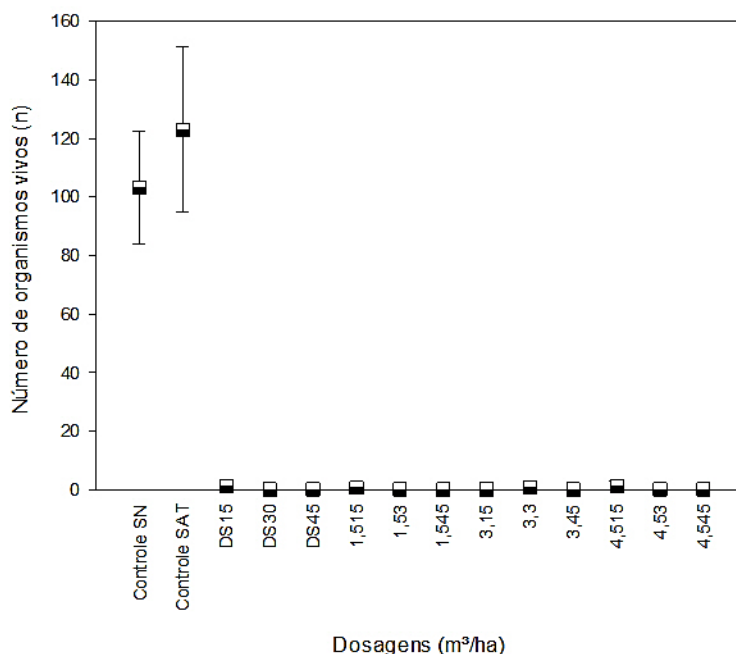


Figura 28 - Número de organismos vivos de acordo com as dosagens aplicadas (m<sup>3</sup>/ha)

Fonte: Elaborado no *Software* Sigma Plot (2011).

Latosolos, de uma maneira geral, apresentam baixa fertilidade química e uma estrutura granular muito pequena. Sob esses aspectos, a aplicação de biofertilizantes nesses solos pode ser benéfica (SOUSA; LOBATO, 2003). Todavia, o efeito toxicológico varia de acordo com as concentrações de matéria orgânica e biodisponibilidade de metais no solo. Para o presente estudo, o solo possui baixa CTC (Tabela 4), ocasionando menor adsorção de determinados cátions metálicos,

tornando a sua biodisponibilidade maior e causando efeitos no desenvolvimento e reprodução dos organismos. A partir da Figura 28, é possível observar que a aplicação do contaminante no solo foi altamente tóxica para os organismos em todos os tratamentos propostos nas dosagens aplicadas. Nesse sentido, não houve diferença significativa entre os tratamentos aplicados, sendo essa última reportada somente em relação aos controles como pode ser visto na Tabela 15, na qual é exposta a média do nº de organismos e a análise estatística do processo.

Tabela 15 - Análise estatística dos controles e tratamentos

| Tratamento  | Média  | P                       |                                |                         | P < 0,05                       |     |
|-------------|--------|-------------------------|--------------------------------|-------------------------|--------------------------------|-----|
|             |        | Comparação com SN e SAT | Comparação com cada tratamento | Comparação com SN e SAT | Comparação com cada tratamento |     |
| Ct SN       | 122,80 | -                       | 0,231                          |                         | Não                            | Sim |
| Ct SAT      | 103,00 | 0,231                   | -                              | < 0,001                 | Não                            | Sim |
| ES 15       | 1,25   | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| ES 30       | 0      | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| ES 45       | 0,25   | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 1,5 ESRM 15 | 0,50   | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 1,5 ESRM 30 | 0      | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 1,5 ESRM 45 | 0      | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 3 ESRM 15   | 0      | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 3 ESRM 30   | 0,75   | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 3 ESRM 45   | 0      | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 4 ESRM 15   | 1,00   | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 4 ESRM 30   | 0,25   | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |
| 4 ESRM 45   | 0      | < 0,001                 | < 0,001                        | 1,000                   | Sim                            | Não |

Na literatura, são reportados diversos trabalhos envolvendo o efeito de metais na sobrevivência, reprodução, bioacumulação e perfil de comunidades dessas espécies no solo de acordo com Maccari *et al.* (2015). Todavia, não somente as frações disponíveis de metais influenciam nesses fatores, mas também as propriedades

físico-químicas advindas da interação dos resíduos e do solo, como pH, capacidade de troca catiônica (CTC), teores de argila e matéria orgânica (KOBETIČOVÁ, HOFMAN E HOLOUBEK, 2010; LOCK *et al.*, 2000).

O substrato, após o processo de DA, contém altas concentrações de matéria orgânica, mesmo com maior redução em sua taxa com a maior concentração de rejeito aplicada. Isso acaba sendo de grande vantagem em termos de biodisponibilidade de metais em razão de sua ligação com as moléculas orgânicas, uma vez que os organismos absorvem menos os elementos-traço disponíveis. Esse fato é corroborado pelos estudos de Lock *et al.* (2006) e Violante *et al.* (2010), os quais revelam que as características mais importantes do solo que influenciam a especiação do metal são a quantidade de sorção disponível, compreendida pelos fenômenos de adsorção, precipitação e fixação, resultando a variação da intensidade com que o metal se mantém ligado aos componentes do solo, como argilas, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, a matéria orgânica do solo e a alguns cátions livres; Sítios relacionados à capacidade de troca catiônica (CTC); pH; e íons sorvidos competitivos. Ainda, o aumento do conteúdo de matéria orgânica, da capacidade de CTC e do pH reduz a toxicidade de metais em solos contaminados (LOCK *et al.*, 2006; PINTO, 2012). Na Tabela 16, é possível observar o aumento do pH em quase todos os tratamentos. De acordo com a Norma ABNT 16.387, a faixa ideal para o desenvolvimento dos *E. crypticus* ocorre em um intervalo de pH de 5,9 - 6,5, sendo possível obter um número elevado de juvenis entre 4,8 - 6,5. A partir dos dados experimentais obtidos, é possível observar que os resultados para essa variável se encontram dentro da faixa adequada para esses organismos na maioria dos tratamentos.

Tabela 16 - Faixas de pH para os tratamentos

| <b>Tratamento</b> | <b><math>\Delta</math> pH<sup>1</sup></b> |
|-------------------|-------------------------------------------|
| Ct SN             | 5,84 – 6,21                               |
| Ct SAT            | 5,57 – 5,54                               |
| ES15              | 5,55 – 6,82                               |

| Tratamento | $\Delta \text{pH}^1$ |
|------------|----------------------|
| ES30       | 5,48 – 6,93          |
| ES45       | 5,53 – 7,14          |
| 1.5ESRM15  | 5,50 – 6,70          |
| 1.5ESRM30  | 5,45 – 6,50          |
| 1.5ESRM45  | 5,43 – 6,84          |
| 3ESRM15    | 5,56 – 6,63          |
| 3ESRM30    | 5,64 – 6,89          |
| 3ESRM45    | 5,66 – 6,89          |
| 4.5ESRM15  | 5,40 – 6,28          |
| 4.5ESRM30  | 5,42 – 6,70          |
| 4.5ESRM45  | 5,36 – 6,80          |

<sup>1</sup> $\Delta \text{pH} = \text{pH}_{\text{entrada}} - \text{pH}_{\text{saída}}$ .

Apesar da alta presença de matéria orgânica e intervalos ideais de pH, é necessário levar-se em conta o efeito aditivo da combinação de todos os metais encontrados no tópico 5.4 (Análise de variação dos elementos-traço), principal hipótese apresentada na alta mortalidade alcançada no presente estudo. No estudo de Posthuma *et al.* (1997) avaliaram os efeitos das misturas de Zn e Cu em enquitreídeos, em cujo trabalho, os autores relataram que o elemento Cu reduziu a sorção de Zn para o solo, todavia, a sorção de Cu era inerte para a adição de Zn. Ainda, a absorção de zinco da solução do solo foi estimulada pelo Cu, mas a absorção desse último não foi estimulada pelo Zn. Apesar disso, não deve se destacar a interação favorável entre outros elementos. Outro estudo, conduzido por ANTONELI *et al.* (2019), revelou que a evolução de como Ca e K foi altamente relacionada com a produção de soja. Apesar dos resultados favoráveis, foi identificado o acúmulo de Al no solo. A partir disso, os resultados foram opostos

aos esperados pelo fenômeno de sinergismo, no qual a presença de um elemento favorece a absorção de outro independentemente de sua concentração no meio (NUTRIÇÃO DE SAFRAS, 2019).

Para o presente estudo, as interações entre os elementos foram negativas, podendo ser caracterizadas em antagonismo, na qual a presença de um elemento resultou a absorção de outro independentemente de sua concentração no meio, ou em inibição, na qual a presença de um elemento diminuiu a absorção de outro. Essa última ainda pode ser dividida em inibição competitiva, que ocorre quando os dois elementos competem pelo mesmo sítio (local) de absorção, ou não competitiva quando os sítios de absorção são diferentes para cada elemento. A partir disso, é necessário que sejam realizados estudos mais específicos de tal maneira a analisar-se a interação entre tais elementos no substrato após o processo de DA (NUTRIÇÃO DE SAFRAS, 2019).

Nesse sentido, sugere que essa última metodologia possa ser aplicada juntamente com a determinação das concentrações finais de metais em diferentes tipos de solos com organismos de diferentes rotas de exposição e sensibilidades às propriedades desses solos. A partir disso, poderia analisar-se, por exemplo, a CTC dos solos utilizados e sua interação com cada tipo de organismo de tal maneira a complementar o estudo toxicológico de substratos advindos do processo de DA. Outro processo necessário, seria a adequação do fertilizante orgânico às especificações da Instrução Normativa nº 25 (2009), a qual o enquadra na Classe D, desde que resulte em produção de utilização segura na Agricultura (BRASIL, 2009).

Ainda, é necessário realçar a variabilidade dos resultados entre os metais ao nível das concentrações corporais em relação ao tipo de nível trófico aplicado, tanto para animais como plantas. Além disso, deve-se levar em consideração que temperaturas mais altas do ar e redução da umidade do solo também afetam a toxicidades de solos contendo resíduos de mineração. Nesse sentido, deve-se ser avaliado continuamente o uso de fertilizantes contendo aditivos, uma vez que as alterações nas mudanças climáticas podem alterar a disponibilidade dos componentes desse resíduo no solo (GONZÁLEZ-ALCARAZ; VAN GESTEL, 2015; BARMENTLO *et al.*, 2017).

## 5.8 Análise de viabilidade econômica

### 5.8.1 Análise de sensibilidade

A análise econômica desse estudo foi realizada em duas perspectivas previamente descritas no tópico de metodologia. Na primeira, é apresentada uma análise de sensibilidade do custo mínimo unitário da energia produzida e da variável VPL em relação ao número de cabeças de acordo com as dosagens de rejeito de minério de ferro aplicadas como exposto na Figura 29 e na Figura 30.

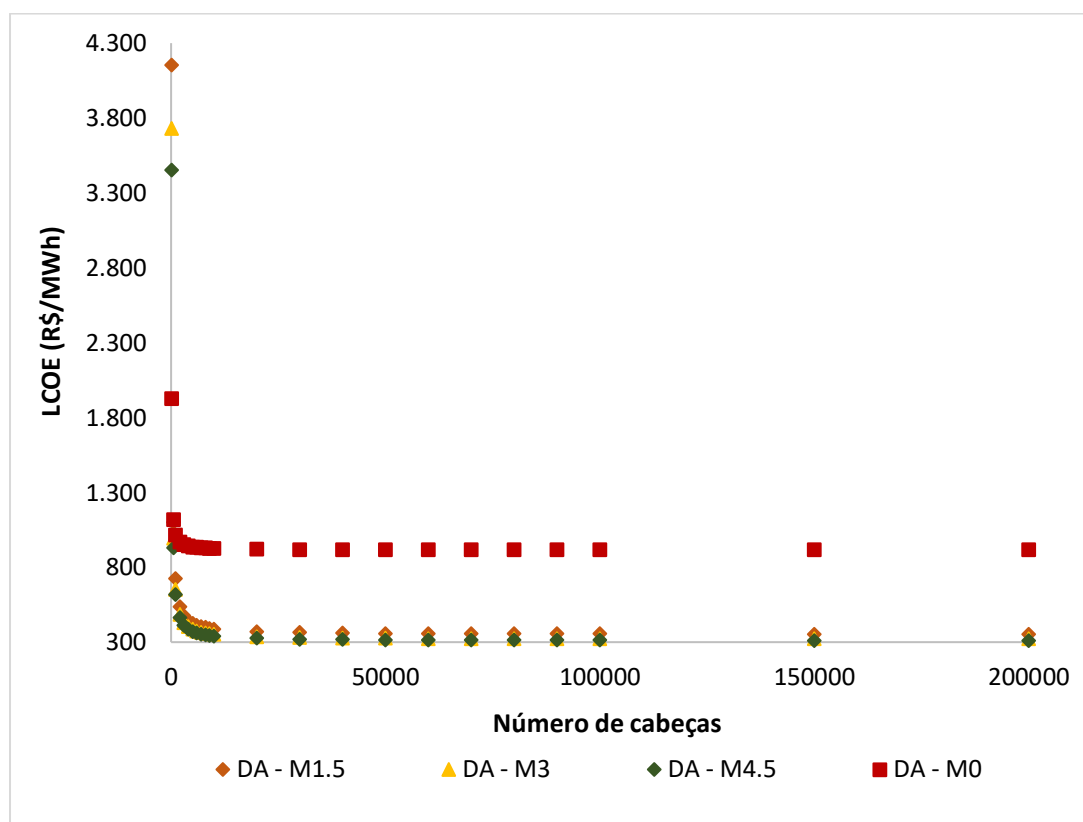


Figura 29 - Sensibilidade dos valores de LCOE, em R\$/MWh, em relação ao número de cabeças e dosagens de rejeito aplicadas

Fonte: Elaborado no *Software* Microsoft Excel (2015).

No primeiro momento do estudo, é possível observar que os valores mínimos do preço da unidade de energia (em MWh) se tornam menores à medida que há o aumento progressivo das dosagens de rejeito aplicadas (Figura 29), contribuindo

para a otimização do processo biotecnológico. Nesse sentido, há a queda do custo mínimo da energia produzida de cerca de 61,53 %, 65,04% e 66,06% correspondentes às crescentes dosagens de rejeito de minério de ferro no processo em relação ao controle para um cenário de 200 mil cabeças. Apesar da queda valores de LCOE, a variável VPL tende a permanecer com valores negativos mesmo considerando-se a utilização do presente aditivo juntamente com a maior tarifa energética exposta na Tabela 8. Para essa variável, há a redução dos valores negativos de VPL de 61,25%, 24,96% e 21,79% ao aplicar-se as crescentes dosagens para otimização do processo em relação ao controle para o mesmo cenário. A Figura 30 expõe a sensibilidade dessa variável em relação ao número de cabeças e dosagens aplicadas.

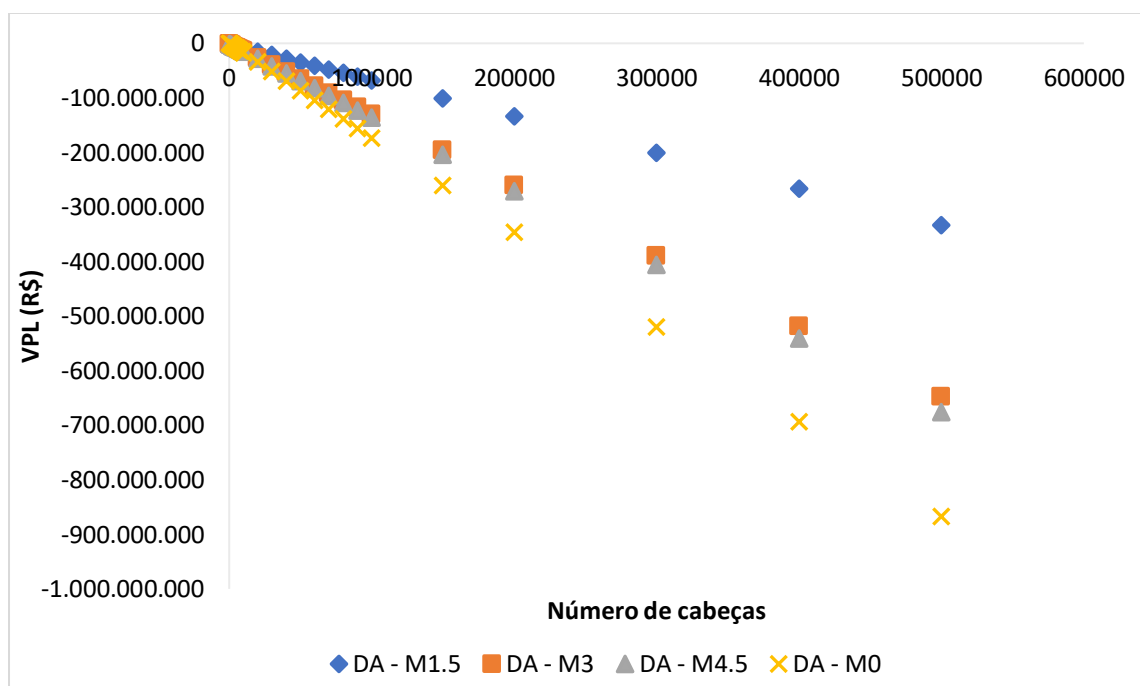


Figura 30 - Sensibilidade da variável VPL em relação ao número de cabeças e dosagens aplicadas

Fonte: Elaborado no *Software* Microsoft Excel (2015).

#### 4.8.2 Análise de implementação do processo em face dos intervalos de incerteza

A segunda parte do estudo compreende a aplicação da metodologia de incertezas pela variação dos parâmetros expostos na Tabela 8. A Figura 31 expõe as possíveis variações de LCOE, em R\$/MWh, para cada cenário passível de ser implementado, contribuindo para uma previsão confiável dos custos.

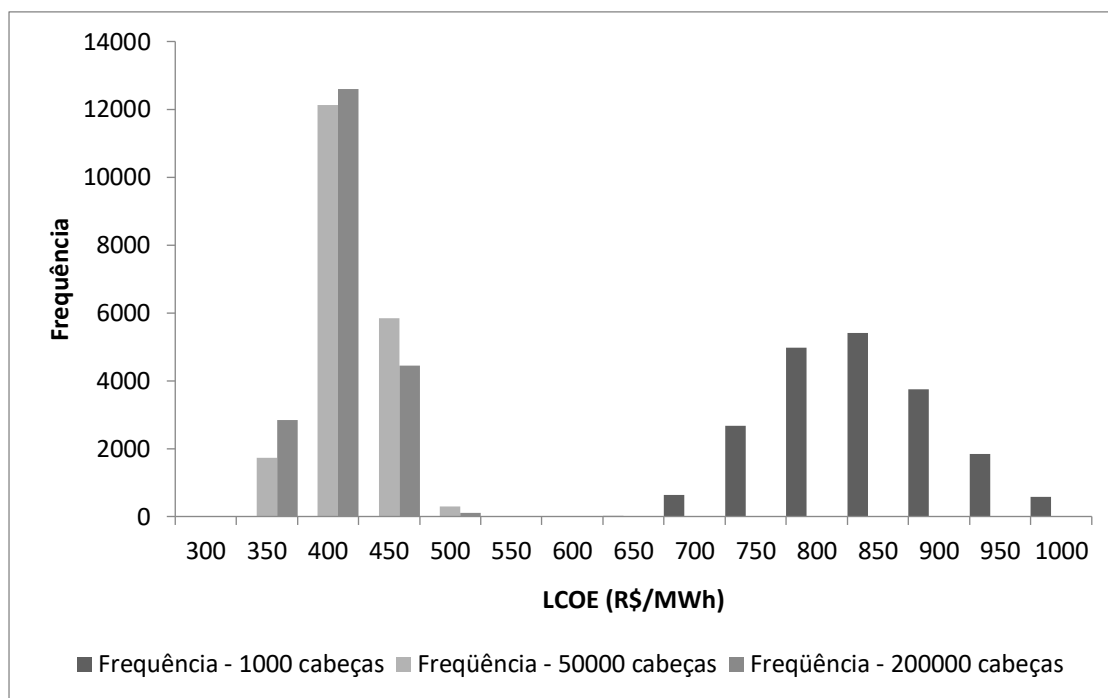


Figura 31 - Histograma dos valores de LCOE em relação ao número de cabeças para a máxima dosagem de rejeito aplicada

Fonte: Elaborado no *Software* Microsoft Excel (2015).

É possível constatar que os dados seguem uma distribuição próxima à distribuição normal e que os custos mais prováveis da planta, variando-se os parâmetros da Tabela 8, situam-se entre 750-950 R\$/MWh para um empreendimento com 1.000 cabeças. Em contrapartida, ao considera-se 50 mil ou 200 mil cabeças para o empreendimento, há o decaimento da maior faixa dos valores de LCOE para a faixa de 350-450 R\$/MWh, a qual representa cerca de 50% do intervalo anterior. Ainda, há redução de cerca de 62% dos valores de LCOE na faixa de 500 R\$/MWh ao comparar-se os cenários gerados para 50 mil e 200 mil cabeças.



Por meio desses intervalos gerados, é possível gerar uma previsão confiável da variação dos custos considerando-se as incertezas econômicas. A Tabela 17 apresenta as faixas mais frequentes de LCOE, considerando-se 80% dos 20.000 cenários aplicados para os números de cabeças, em razão de pertencerem a uma menor faixa de variação, sendo maior a frequência desses valores para o parâmetro estudado.

Tabela 17 - Resultados econômicos para as dosagens aplicadas no processo

| <b>Parâmetro (R\$/MWh)</b>                   | <b>1.000 cabeças</b> | <b>50.000 cabeças</b> | <b>200.000 cabeças</b> |
|----------------------------------------------|----------------------|-----------------------|------------------------|
| Média dos valores LCOE                       | 818,66               | 386,54                | 379,56                 |
| Desvio-padrão dos valores de LCOE            | 68,96                | 27,52                 | 26,98                  |
| Intervalo mais frequente dos valores de LCOE | 750 - 950            | 350 - 450             | 350 - 450              |

De acordo com os resultados econômicos, é possível observar que os maiores valores de LCOE, em R\$/MWh, foram obtidos à medida que houve o aumento do nº de cabeças, tendendo-se a se estabilizarem para os cenários obtidos para 200 mil cabeças, os quais forneceram a menor média e desvio-padrão dos valores de LCOE em R\$/MWh. A maior produção de energia resulta maiores produções de receitas, sendo mais atrativo economicamente para o empreendimento com esses valores de cabeças, considerando-se a atual situação econômica do mercado brasileiro.

Apesar do uso desse resíduo como aditivo ter contribuído para a otimização do processo biotecnológico, grande parte dos valores mais frequentes de LCOE, para 50 mil e 200 mil cabeças, ainda permanecem dentro do intervalo de custo unitário médio de implementação de usinas de biogás, de 424,96 - 435,02 R\$/MWh, conduzido por Rangel, (2016) e atualizado pela calculadora do cidadão (BCB, 2020a). No entanto, cerca de 2.839 e 12.603 cenários, para 200 mil cabeças, possuem um custo mínimo de energia produzida de 350 R\$/MWh e 400 R\$/MWh respectivamente, representando reduções de 19,54% e 8,05% do valor máximo retratado no mercado. A partir disso, seria interessante a junção de suinoculturas

para maior produção de cabeças de suínos, de tal maneira a viabilizar economicamente mais plantas agroindustriais com a presença de aditivos.

Apesar disso, devem ser realizados mais estudos envolvendo análises técnicas e econômicas sobre o uso de aditivos minerais na literatura além de outros tipos de substratos de tal maneira a viabilizar mais investimentos dessa tecnologia no País. Uma alternativa seria o subsídio de investimentos por parte do poder público, bem como o pagamento de valores superiores por unidade de energia limpa, em kWh, como já é realizado em vários países, de tal maneira a viabilizar o investimento para esses sistemas. Além disso, a metodologia técnica e econômica exposta nesse trabalho pode ser aplicada utilizando-se outros tipos de rejeitos e substratos de tal maneira a contribuir para o enriquecimento de mais informações na literatura. Nesse sentido, ao utilizar o leito de secagem, deve-se levar em consideração as condições climáticas do local, como a taxa de evaporação e a precipitação pluviométrica locais (RODRIGUES, 2016).

## 6 CONCLUSÃO

O presente estudo teve como objetivo realizar uma avaliação técnica e econômica da utilização de minério de ferro de rejeito de mineração para otimização do processo de digestão anaeróbia da suinocultura. A análise mineralógica do pó desse resíduo revelou a presença dos elementos Os resultados indicaram a presença dos elementos Fe, K, Si, Al, Mg, Ca, Na e P, sendo esse primeiro essencial para a otimização da produção de biogás e rendimento de CH<sub>4</sub> de acordo com dados da literatura. Concomitantemente, a análise toxicológica não revelou efeitos tóxicos para o organismo *Daphnia similis*, todavia, foram obtidos efeitos adversos para o *Paramecium caudatum*, resultando o uso de baixas dosagens desse aditivo no processo.

Por meio dos estudos realizados, foi possível observar o aumento da produção volumétrica de biogás e o rendimento de CH<sub>4</sub>, para ambos os processos sequenciais à medida que houve o aumento da adição de pó de rejeito de mineração nos tratamentos, alcançando a produção máxima de  $8,41 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg}$  substrato e reduções de carga orgânica de 77% e 81,4% de DQO e DBO, respectivamente, para

a máxima dosagem aplicada. O custo nivelado de eletricidade variou de 750 - 950 R\$/MWh para cenários envolvendo 1000 cabeças de suínos e 350 - 450 R\$/MWh para cenários com 50 mil e 200 mil cabeças. Apesar disso, cerca de 2.839 e 12.603 cenários revelaram custos mínimos de energia produzida de 350 R\$/MWh e 400 R\$/MWh respectivamente, representando uma diminuição de 31,03% e 8,05% em relação ao valor máximo retratado no mercado para 200 mil cabeças. A aplicação do substrato no solo foi altamente tóxica para os organismos em todos os tratamentos, possivelmente pelo efeito aditivo gerado pela presença de elementos-traço no substrato.

Em suma, observa-se que o uso do rejeito de minério de ferro foi eficiente na otimização do processo de digestão anaeróbia, possibilitando a utilização de um resíduo o qual não possui um destino adequado ao meio ambiente, bem como nenhum valor econômico. Todavia, para o presente estudo, ainda seria necessária a aplicação de um subsídio por parte do poder público, bem como o pagamento de valores superiores por unidade de energia limpa, em kWh, de tal maneira a viabilizar o investimento para todo o sistema, principalmente para agroindústrias de pequeno porte. Ainda, como continuação desse trabalho, devem ser inseridos novos métodos na literatura para remoção dos oligoelementos presentes no substrato após o processo, bem como a análise de ciclo de vida para ambos os resíduos gerados, de tal maneira a tornar a sua deposição válida como fertilizante orgânico na agricultura.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABCS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS. Mapeamento da suinocultura Brasileira. Brasília, 378 p., 2016.

ABCS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS. Mercado: Suinocultura inicia 2018 com resultados tímidos e momento pede cautela. 2018. Disponível em: <http://www.abcs.org.br/informativo-abcs/2537-mercado-suinocultura-inicia-2018-com-resultados-timidos-e-momento-pede-cautela>. Acesso em 28 Ago. 2019.

ABIPECS – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. Relatório ABIPECS 2011. 2011. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-aneais>. Acesso 26 Ago. 2019.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.173 Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia spp.* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 23 p., 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 16.387 Qualidade do solo - Efeitos de poluentes em *Enchytraeidae* (*Enchytraeus sp.*) – Determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência. Rio de Janeiro, 35 p., 2012.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15.537 Ecotoxicologia terrestre - Toxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas (Lumbricidae). Rio de Janeiro, 17 p., 2014.

ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Relatório Anual 2016. 2016. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-aneais>. Acesso 26 Ago. 2019.

ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Relatório Anual 2018. 2018. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-aneais>. Acesso 26 Ago. 2019.

ACEVES-LARA, C. A.; LATRILLE, E.; CONTE, T.; BERNET, N.; BUFIÈRRE, P.; STEYER, J. F. Optimization of Hydrogen Production in Anaerobic Digestion Processes. *In: WORLD HYDROGEN ENERGY CONFERENCE*, 16. 2006, Lyon. **Anais** [...]. Lyon: IAHE, 2006. p.1-9.

ADDINSOFT. XLSTAT. New York: Addinsoft SARL. 2019.

AGROCERES PIC. A Empresa. Disponível em:  
<https://agrocere.com.br/empresa.aspx>. Acesso em 12 Ago. 2019.

AGUILAR-AGUILAR, F. A.; NELSON, D.L.; PANTOJA, L.A.; SANTOS, A.S. Study of Anaerobic Co-digestion of Crude Glycerol and Swine Manure for the Production of Biogas. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v. 9, n. 6, p. 2383-2403, 2017.

AHAMED, J. U.; RAIYAN, M. F.; HOSSAIN, MD. S.; RAHMAN, M. M.; SALAM, B. Production of biogas from anaerobic digestion of poultry droppings and domestic waste using catalytic effect of silica gel. **International Journal of Automotive and Mechanical Engineering**, Pekan Town, v. 13, n. 2, p. 3503-3517, 2016.

AHN, J.H.; DO, T. H.; KIM, S. D.; HWANG, S. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. **Biochemical Engineering Journal**, 1.º v. 30, n.º p. 33-38, 2006.

AHRING, B.K.; ALATRISTE-MONDRAGON, F.; WESTERMANN, P.; MAH, R.A. Effects of cations on *Methanosarcina thermophila* TM-1 growing on moderate concentrations of acetate: production of single cells. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 1.º v. 35, n.º p. 686-689, 1991.

ALESSI, G. Três anos depois, vítimas de Mariana ainda esperam ter casas reconstruídas. 2019. Disponível em:  
[https://brasil.elpais.com/brasil/2019/01/25/politica/1548443780\\_104893.html](https://brasil.elpais.com/brasil/2019/01/25/politica/1548443780_104893.html). Acesso em 14 jun. 2019.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Relatório de segurança de barragens 2018. Brasília: ANA, 81 p., 2019.

ANDRADE, L. C. R. D. Caracterização de rejeitos de mineração de ferro, in natura e segregados, para aplicação como material de construção civil. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Leilão de energia garante investimento de R\$ 11,2 bilhões. 2019. Disponível em:  
[https://www.aneel.gov.br/sala-de-imprensa-exibicao-2/-/asset\\_publisher/zXQREz8EVIZ6/content/leilao-de-energia-garante-investimento-de-r-11-2-bilhoes/656877?inheritRedirect=false](https://www.aneel.gov.br/sala-de-imprensa-exibicao-2/-/asset_publisher/zXQREz8EVIZ6/content/leilao-de-energia-garante-investimento-de-r-11-2-bilhoes/656877?inheritRedirect=false). Acesso em 20 jul. 2020.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. BIG – Banco de informações de geração. 2020. Disponível em:  
<https://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso em 19 fev. 2020.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. Capacidade de Geração do Brasil. Banco de Informações de Geração 2019. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso em 2 jan. 2019.

ANTONELI, V.; MOSELE, A. C.; BEDNARZ, J. A.; PULIDO-FERNÁNDEZ, M.; LOZANO-PARRA, J.; KEESTRA, S. D.; RODRIGO-COMINO, J. Effects of applying liquid swine manure on soil quality and yield production in tropical soybean crops (Paraná, Brazil). **Sustainability**, Basel, v. 11, n.14, p. 3898, 2019.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. Pharmabooks editora: São Paulo, 2017.

APONTE-MORALES, V. E.; TONG, S.; ERGAS, S. J. Nitrogen Removal from Anaerobically Digested Swine Waste Centrate Using a Laboratory-Scale Chabazite-Sequencing Batch Reactor. **Environmental Engineering Science**, New York, v. 33, n. 5, p. 324-332, 2016.

ARENAS-LAGO, D.; SEIJO-RODRÍGUEZ, L.; ANDRADE COUCE, F.; ALONGO VEGA, F. A Multianalytical Approach for the Assessment of Toxic Element Distribution in Soils From Mine and Quarry Areas. *In*: BECH, J.; BINI, C.; PASHKEVICH, M. A. (Eds). **Assessment, Restoration and Reclamation of Mining Influenced Soils**. Londres: Academic Press, 2018, p.33-62.

ARIF, S.; LIAQUAT, R.; ADIL, M. Applications of materials as additives in anaerobic digestion technology. **Renewable and sustainable energy reviews**, 1? v. 97, p. 354-366, 2018.

ASSIS, D. M.; QUEIROGA, F. O. C.; MENDES, J. C. Utilização de rejeito de barragem de minério de ferro na fabricação de tijolos maciços. **Ágora – Revista científica da FaSar**, Conselheiro Lafaiete, v.3, n.1, p.191-200, 2018.

AZEVEDO, U. R.; MACHADO, M. M. M.; CASTRO, P. T. A.; RENGER, F. E.; TREVISÓ, A.; BEATO, D. A. C. Geoparque Quadrilátero Ferrífero (MG) – Proposta. *In*: SCHOBENHAUS, C.; SILVA, C. R. (Org.). **Geoparques do Brasil: Propostas**. Brasília: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2012, p. 185-220.

BARMENTLO, S. H.; VAN GESTEL, C. A. M.; ÁLVAREZ-ROGEL, J.; GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N. Influence of climate change on the multi-generation toxicity to *Enchytraeus crypticus* of soils polluted by metal/metalloid mining wastes. **Environmental Pollution**, 1.? v. 222, n.? p. 101-108, 2017.

BCB – BANCO CENTRAL DO BRASIL. Calculadora do cidadão. 2020a. Disponível em: <https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/>. Acesso em 20 jul. 2020.

BCB – BANCO CENTRAL DO BRASIL. Dados diários SELIC. 2020b. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/htms/SELIC/SELICdiarios.asp?frame=1>. Acesso 20 julho 2020.

BARROS, R. M. **Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Interciência, 374 p., 2012.

BARTON, L. L. **Sulfate-reducing bacteria**. New York: Springer US, 336 p., 1995.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; FLORES, E. M. M.; GIROTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n.4, p. 653-659, 2012.

BELAY, N.; DANIELS, L. Elemental metals as electron sources for biological methane formation from carbon dioxide. **Antonie van Leeuwenhoek**, l.? v. 57, n. 1, p. 1-8, 1990.

BEZERRA, C.G. Caracterização do rejeito de minério de ferro (IOT) e avaliação da sua influência no comportamento físico-químico e mecânico de pastas de cimento. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.

BRAGA, G. N. M. Conhecer o N total na Determinação da Relação C/N do Solo. 2015. Disponível em: <https://agronomiacomgismonti.blogspot.com/2015/04/conhecer-o-n-total-na-derivacao-da.html>. Acesso em 9 Mar. 2020.

BRASIL. Instrução Normativa nº 25. Brasília: Diário Oficial da União. 2009. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf/view>.

BRASIL. Plano Safra 2020/2021 entra em vigor e governo disponibiliza R\$ 236.3 bilhões em crédito. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/pt-br/noticias/agricultura-e-pecuaria/2020/06/plano-safra-2020-2021-entra-em-vigor-e-governo-disponibiliza-r-236-3-bilhoes-em-credito#:~:text=O%20novo%20Plano%20Safra%20entra,temporada%20da%20safra%202020%2D2021.&text=O%20Governo%20Federal%20disponibilizou%20R,e%20o%20maior%20da%20hist%C3%B3ria>. Acesso em 20 jul. 2020.

BRASIL. Propostas de barreiras e soluções para o mercado de biogás no Brasil. Brasília: Ministério das Cidades, 2016.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. Anteprojeto de uma usina de pesquisa e capacitação em biogás. 1ª Edição. Brasília: Ministério das cidades, 160 p., 2015a.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. *Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto*. Brasília, Ministério das Cidades, 183 p., 2015.

BRITZ, J. Nota oficial: Esclarecimentos sobre a Barragem I da Mina de Córrego do Feijão. 2019. Disponível em: <https://revistaminerios.com.br/barragem-i-mina-corrego-feijao/>. Acesso em 14 jun. 2019.

BURTON, C.H.; TURNER, C. **Manure management**: treatment strategies for sustainable agriculture. 2ª edição. Bedford: Silsoe Research Institut. 2003.

CABIROL, N.; BARRAGAN, J. E.; NOYOLA, A. Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhance primary treatment. **Water Science & Technology**, Londres, v. 48, n. 6, p. 235-240, 2003.

CAÑOTE, S.J.B. Caracterização da biodigestão do lodo UASB e lodo ativado e ACV da utilização de energia do biogás resultante. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) -Universidade Federal de Itajubá, 2018.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n.4, p. 1211-1220, 2012.

CASTRO E SILVA, H. L.; TOLEDO, A. L. A.; CARVALHO, B. P. A.; SILVA, L. J. V. B.; LEITE, L. E. P. Estimativa teórica da geração anual de biogás pelo aterro sanitário do consórcio CIAS. **Revista DAE**, v. 68, n. 224, p. 23-33, 2020.

CCEE – CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA. Ambiente livre e ambiente regulado. 2020a. Disponível em: [https://www.ccee.org.br/portal/faces/pages\\_publico/como-participar/ambiente-livre-ambiente-regulado?\\_afLoop=184520205806289&\\_adf.ctrl-state=e9nbgaqqz\\_31#!%40%40%3F\\_afLoop%3D184520205806289%26\\_adf.ctrl-state%3De9nbgaqqz\\_35](https://www.ccee.org.br/portal/faces/pages_publico/como-participar/ambiente-livre-ambiente-regulado?_afLoop=184520205806289&_adf.ctrl-state=e9nbgaqqz_31#!%40%40%3F_afLoop%3D184520205806289%26_adf.ctrl-state%3De9nbgaqqz_35). Acesso em 25 ago. 2020.

CCEE – CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA. Resultado consolidado julho 2020. 2020b. Disponível em: [https://www.ccee.org.br/ccee/documentos/CCEE\\_655859](https://www.ccee.org.br/ccee/documentos/CCEE_655859). Acesso em 22 jul. 2020.

CELESC – CENTRAIS ELÉTRICAS DE SANTA CATARINA S. A. Ambiente livre e regulado. 2020. Disponível em: <https://www.celesc.com.br/home/mercado-de-energia/ambiente-livre-e-regulado>. Acesso em 25 ago. 2020.



CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Biogás: Pesquisas e Projetos no Brasil**. São Paulo, 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CESTEB). **Biogás: Pesquisas e Projetos no Brasil**. São Paulo, 2006.

CHAI, S.; GUO, J.; CHAI, Y.; CAI, J.; ZHANG, Q. The effect of trace element addition on the performance efficiency of an anaerobic moving bed biofilm reactor treating wine vinasse. **Journal of Pure and Applied Microbiology**, Shahjahanabad, v. 7, [s.n], p. 753-758, 2013.

CHEN, J. L.; ORTIZ, R.; STEELE, T. W. J.; STUCKEY, D. C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: A review. **Biotechnology Advances**, l.? v. 32, n. 8, p. 1523-1534, 2014.

CHENG, J. **Biomass to Renewable Energy Process**. Boca Raton: CRC Press, 449 p., 2017.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbicos**. Belo Horizonte: DESA, 246 p., 1997.

CHOU, H. H.; HUANG, J. S.; SHEN, W. G.; OHARA, R. Competitive reaction kinetics of sulfate-reducing bacteria and methanogenic bacteria in anaerobic filters. **Bioresource Technology**, l.? v. 99, n. 17, p. 8061-8067, 2008.

CIOABLA, A. E.; IONEL, I.; DUMITREL, G. A.; POPESCU, F. Comparative study on factors affecting anaerobic digestion of agricultural vegetal residues. **Biotechnology for Biofuels**, Rockville, v. 5, n. 39, p. 1-9, 2012.

CLIMATE DATA. Clima Itajubá (Brasil). 2020. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/itajuba-24906/#:~:text=O%20clima%20C3%A9%20classificado%20como,Itajub%C3%A1%20C3%A9%2019.5%20C2%B0C>. Acesso em 8 Mar. 2020.

COELHO, C. F.; MORALES, G. Comparação de modais de transporte para escoamento de minério: indicadores de sustentabilidade. In: CONGRESSO NACIONAL DE EXCELÊNCIA E GESTÃO, 8., 2012, Niterói. **Anais [...]**. Niterói: UFF, 2012. p. 1-14.

CONHEÇA MINAS. CONHEÇA MINAS. 2019. Disponível em: <https://www.conhecaminas.com/2019/01/o-quadrilatero-ferrifero-de-minas-gerais.html>. Acesso em 20 Out. 2019.

CONSONI, W.; CRISTANI, J.; KLAUMANN, F.; ARRUDA, P. M.; ZIMMERMANN, A. T.; LORENZETTI, R. G.; DACOREGIO, T. M.; THALER

NETO, A.; TRAVERSO, S. D. Análise produtiva e econômica de suínos criados nos sistemas wean-to-finish e convencional de produção. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 67, n. 4, 2015.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL.  
Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. 2008. Disponível em:  
<https://www2.cead.ufv.br/sgal/files/apoio/legislacao/legislacao3.pdf>. Acesso em 1 Mar. 2020.

COSTA FILHO, D. V.; SILVA, A. J.; SILVA, P. A. P.; SOUSA, F. C.  
Aproveitamento de resíduos agroindustriais na elaboração de subprodutos. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DAS CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2., 2017, Rio Grande do Norte. **Anais [...]**. Rio Grande do Norte: IFRN, 2017. p. 1-8.

COSTA GOMEZ, C. Biogas as an energy option: an overview. *In*: WELLINGER, A.; MURPHY, J.; BAXTER, D. (Ed.). **The Biogas Handbook: Science, Production and Applications**. Sawston: Woodhead Publishing, 2013, p. 1-16.

COSTA; A. V.; GUIMERI, A. G.; BRANDÃO, P. R. G. Piso intertravado produzido com rejeito de sinter feed. **Revista IBRACON de Estruturas e Materiais**, São Paulo, v. 7, n. 2, p. 244-259, 2014.

COSTA, A. A.; SILVA, M. O.; PARON, M. E.; CARVALHO, J. F. C.; JÚNIOR, J. L.; SAGULA, A. J.; FERNANDES, A.; CANGANI, M. T.; AZEVEDO, S. S.; SOTO, F. R. M. Biogas production potential in anaerobic digestion of swine manure with different solid fraction concentrations and temperatures. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v. 19, n. 1, p. 6-17, 2017.

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: Discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

COX, D. The planet's prodigious poo problem. 2019. Disponível em:  
<https://www.theguardian.com/news/2019/mar/25/animal-waste-excrement-four-billion-tonnes-dung-poo-facebook>. Acesso em 18 fev. 2020.

CRUZ VIGGI, C.; ROSSETI, S.; FAZI, S.; PAIANO, P.; MAJONE, M.; AULENTA, F. Magnetite particles triggering a faster and more robust syntrophic pathway of methanogenic propionate degradation. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 48, n. 13, p. 7536-7543, 2014.

DANA, J. D. **Manual de Mineralogia**. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 681 p., 1981.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA SUÍNOS E AVES, 41 p., 1998.

DEMIREL, B.; SCHERER P. Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. **Biomass and Bioenergy**, 1.º v. 35, n.º p.992-998, 2011.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. Biogas from Waste and Renewable Resources. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. 450 p. 2008.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Porto Alegre: Embrapa Suínos e Aves, 2002.

DIMROTH, P.; THOMER, A. A primary respiratory Na<sup>+</sup> pump of an anaerobic bacterium: the Na<sup>+</sup>-dependent NADH:quinone oxidoreductase of *Klebsiella pneumoniae*. **Archives of Microbiology**, 1.º v. 151, n. 5, p.439-444, 1989.

DOKULILOVÁ, T.; KOUTNÝ, T.; VÍTĚZ, T. Effect of zinc and copper on anaerobic stabilization of sewage sludge. **Acta universitatis agriculturae et silviculturae mendelianae brunensis**, Brno, v. 66, n. 38, p. 357-362, 2018.

DUARTE, A.P. classificação das barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais no estado de minas gerais em relação ao potencial de risco. 2008. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

EC – EUROPE COMISSION. Pigmeat. Disponível em: [https://ec.europa.eu/agriculture/pigmeat\\_en](https://ec.europa.eu/agriculture/pigmeat_en). 2019. Acesso em 28 Ago 2019.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

EPA – Environmental Protection Agency. Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection Of Aquatic Organisms and Their Uses, 59 p., 1985.

EPA – Environmental Protection Agency. Understanding Global Warming Potentials. 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>. Acesso em 9 Jun. 2019.

EUROSERV'ER. Solid biomass barometer. 2019. Disponível em: <https://www.euroserv-er.org/category/2019/>. Acesso em 19 fev. 2020.

EUROSTAT – EUROPEAN STATISTICAL OFFICE. Number of Pigs. 2019. Disponível em:

<https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/tag00018/default/table?lang=en>. Acesso em 21 Ago. 2019.

FAO – FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – A global life cycle assessment. Rome; FAO, 214 p., 2013.

FAO – FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Sources of Meat. 2014a. Disponível em: [http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/meat/backgr\\_sources.html](http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/meat/backgr_sources.html). Acesso em 18 Ago. 2019.

FAO – FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Russian Federation – Meat sector review. 2014b. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i3533e.pdf>. Acesso em 28 Ago. 2019.

FAO – FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Livestock Primary. 2019a. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QL/visualize>. Acesso em 18 Ago. 2019.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. The effects of environmental factors on anaerobic digestion. 2019b. Disponível em: <http://www.fao.org/3/T0541E/T0541E06.htm>. Acesso em 9 mar. 2020.

FARGHALI, M.; ANDRIAMANOHIARISOAMANANA, F. J.; AHMED, M. M.; KOTB, S.; YAMASHIRO, T.; IWASAKI, M.; UMETSU, K. Impacts of iron oxide and titanium dioxide nanoparticles on biogas production: Hydrogen sulfide mitigation, process stability, and prospective challenges. **Journal of Environmental Management**, 1.º v. 240, n.º p. 160-167, 2019

FELCA, A. T.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SANTOS, I. F. S.; RIBEIRO, E. M. Analysis of biogas produced by the anaerobic digestion of sludge generated at wastewater treatment plants in the South of Minas Gerais, Brazil as a potential energy source. **Sustainable -Cities and Society**, 1.º v. 41, n.º p. 139-153, 2018.

FENG, Y.; ZHANG, Y.; QUAN, X.; CHEN, S. Enhanced Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge Digestion by the Addition of Zero Valent Iron. **Water Research**, 1.º v. 52, [s.n], p. 242-250, 2014.

FERMOSO, F.; BARTACEK, J.; JANSEN, S.; LENS, P. Metal supplementation to UASB bioreactors: From cell- metal interactions to full-scale application. **Science of the Total Environment**, 1.º v. 407, n. 12, p. 3652-3667, 2009.

FORTUNE, A. Canadian pork industry given \$6m to grow exports. 2019. Disponível em: <https://www.globalmeatnews.com/Article/2019/07/28/Canadian-pork-industry-given-6m-to-grow-exports>. Acesso 29 Ago. 2019.

FRACAROLI, I.; SANTOS, K. C. Avaliação do potencial exergético de biodigestor para instalação na usina de lixo de vitória. 2005. Projeto de Graduação (Engenharia Mecânica) – Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

FU, L.; ZHANG, F.; BAI Y.N.; LU Y.Z.; DING J.; ZHOU, D.; LIU, Y.; ZENG, R.J. Mass transfer affects reactor performance, microbial morphology, and community succession in the methane-dependent denitrification and anaerobic ammonium oxidation co-culture. **The Science of the total environment**, Rockville, v. 651, n.º p. 291-297, 2019.

GARUTI, M.; LANGONE, M.; FABBRI, C.; PICCININI, S. Methodological approach for trace elements supplementation in anaerobic digestion: Experience from full-scale agricultural biogas plants. **Journal of Environmental Management**, 1.º v. 223, n. 1, p. 348-357, 2018.

GIL, A.; SILES, J. A.; SERRANO, A.; CHICA, A. F.; MARTÍN, A. A. Effect of variation in the C/[N+P] ratio on anaerobic digestion. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, New York, v. 38, n.1, p. 228-236, 2018.

GOULD, C. M. Bioenergy and Anaerobic Digestion. *In*: DAHIYA, A. (Ed.). **Biomass to Biofuels**. Cambridge: Academic Press, 2015. p. 297-317.

GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N.; VAN GESTEL, C. A. M. Climate change effects on *enchytraeid* performance in metal-polluted soils explained from changes in metal bioavailability and bioaccumulation. **Environmental Research**, 1.º v. 142, n.º p. 177-184, 2015.

GOVERNMENT OF CANADA. Government of Canada helps strengthen the Canadian Pork Industry. 2019. Disponível em: <https://www.canada.ca/en/agriculture-agri-food/news/2019/04/government-of-canada-helps-strengthen-the-canadian-pork-industry.html>. Acesso em 29 Ago. 2019.

GREY, S. Pig production in Russia. Disponível em: [https://www.pig333.com/articles/pig-production-in-russia\\_2044/](https://www.pig333.com/articles/pig-production-in-russia_2044/). Acesso em 28 Ago. 2019.

GUIMARÃES, D.; AMARAL, G.; MAIA, G.; LEMOS, M.; ITO, M.; CUSTODIO, S. Suinocultura: Estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor

produtivo e no mundo e o apoio do BNDS. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, [s.v], n. 45, p. 85-136, 2017.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Improving thermophilic anaerobic digestion of swine manure. **Water Research**, l.? v. 33, n. 8, p. 1805-1810, 1999.

HUANG, W.; YANG, F.; HUANG, W.; LEI, Z.; ZHANG, Z. Enhancing hydrogenotrophic activities by zero-valent iron addition as an effective method to improve sulfadiazine removal during anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, l.? v. 294, [s.n], p. 1-8, 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA.  
**Indicadores IBGE**: Estatística da Produção Pecuária - Outubro-Dezembro 2019. 2019. Disponível em:  
[https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/2380/epp\\_2019\\_4tri.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/2380/epp_2019_4tri.pdf).  
Acesso em 05 abr. 2019.

IEA – INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **Renewables Information**:  
Overview. 12 p. 2018.

INVESTING. USD/BRL – Dados históricos. 2020. Disponível em:  
<https://br.investing.com/currencies/usd-brl-historical-data>. Acesso em 31 jul. 2020.

JACKSON-MOSS, C. A.; DUNCAN, J. R. The effect of aluminium on Anaerobic digestion. **Biotechnology Letters**, l.? v. 13, n.? p.143-148, 1991.

JINADASA, W.; WAKJERA, E. J.; BAKKE, R. Full scale process design for energy recovery from swine manure. *In*: LINNAEUS ECO-TECH, 10., 2010, Kalmar. **Anais eletrônicos** [...]. Kalmar: Linnaeus University, 2010. Disponível em: <https://open.lnu.se/index.php/eco-tech/article/view/664>. Acesso em 20 fev. 2020.

JØRGENSEN, P. J. Biogas – Green Energy. 2ª Edição. Dinamarca: Aarhus University, 36 p. 2009.

JUCÁ, B. Brumadinho ainda tem sete barragens em alto risco por problemas na estrutura. 2020. Disponível em: <https://brasil.elpais.com/brasil/2020-01-25/brumadinho-ainda-tem-sete-barragens-em-alto-risco-por-problemas-na-estrutura.html>. Acesso em 20 fev. 2020.

KNOKE, T.; GOSLING, E.; PAUL, C. Use and misuse of the net present value in environmental studies. **Ecological Economics**, l.? v. 174, n.? p. 106664, 2020.

KOBETIČOVÁ, K.; HOFMAN, J.; HOLOUBEK, I. Ecotoxicity of wastes in avoidance tests with *Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus crypticus* and *Eisenia fetida* (Oligochaeta). **Waste Management**, 1.? v. 30, n. 4, p. 558-564, 2010.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 p., 2019.

LAMBERTINI, A. C. F.; OBERDIEK, C. S. Itabira e o vale do ribeirão do Peixe – uma proposta de metodologia automatizada para a mitigação dos riscos. *In*: Anais do Comitê Brasileiro de Barragens, 30., 2015, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu: CBDB, 2015. p. 1-18.

LEME, M. M. V. Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2010.

LEMONS, R. C.; SANTOS, R. D. Manual de descrição e coleta no campo. 3. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Rio de Janeiro: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1996. 83 p.

LI, W. W.; ZHANG, Y.; ZHAO, J. B.; YANG, Y. L.; ZENG, R. J.; LIU, H. Q.; FENG, Y. J. Synergetic decolorization of reactive blue 13 by zero-valent iron and anaerobic sludge. **Bioresource Technology**, 1.? v. 149, n.? p. 38-43, 2013.

LIANG, Y. G.; LI, X. J.; ZHANG, J.; CHENG, B. Effect of microscale ZVI/magnetite on methane production and bioavailability of heavy metals during anaerobic digestion of diluted pig manure. **Environmental Science and Pollution Research**, 1.? v. 24, n.? p. 12328-12337, 2017.

LIN, H.; KING, A.; WILLIAMS, N.; HU, B. Hydrogen sulfide removal via appropriate metal ions dosing in anaerobic digestion. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, New York, v. 36, n. 5, p. 1405-1416, 2017.

LIU, L.; ZHANG, T.; WAN, H.; CHEN, Y.; WHANG, X.; YANG, G.; REN, G. Anaerobic co-digestion of animal manure and wheat straw for optimized biogas production by the addition of magnetite and zeolite. **Energy conversion and management**, 1?, v. 97, [s.n], p. 132-139, 2015.

LO, H.M.; CHIANG, T.F.; TSAO, H.C.; PAI, T.Y.; LIU, M.H.; KURNIAWAN, T.A.; CHAO, K.P.; LIOU, C.T.; LIN, K.C.; CHANG, C.Y.; WANG, S.C.; BANKS, C.J.; LIN, C.Y.; CHEN, P.H.; CHEN, C.K.; CHIU, H.Y.; WU, H.Y.; CHAO, T.W.; CHEN, Y.R.; LIOU, D.W.; LO, F.C. Effects of spiked metals on

the MSW anaerobic digestion. **Waste Management & Research**, 1.? v. 30, n.1, p. 32-48, 2012.

LOCK, K.; JANSSEN, C. R.; DE COEN, W. M. Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 1.? v. 19, n. 11, p. 2666–2671, 2000.

LOCK, K.; DE SCHAMPHELAERE, K. A. C.; BECAUS, S.; CRIEL, P.; Van Eeckhout, H.; JANSSEN, C. R. Development and validation of an acute biotic ligand model (BLM) predicting cobalt toxicity in soil to the potworm *Enchytraeus albidus*. **Soil Biology and Biochemistry**, 1.? v. 38, n.? p. 1924-1932, 2006.

LOYON, L. Overview of manure treatment in France. **Waste Management**, 1?, v. 61, [s.n], p. 516-520, 2017.

MA, J., MUNGONI, L. J., VERSTRAETE, W., CARBALLA, M. Maximum removal rate of propionic acid as a sole carbon source in UASB reactors and the importance of the macro- and micro-nutrients stimulation. **Bioresource Technology**, 1.? v. 100, n. 14, p.3477-3482, 2009.

MACCARI, A. P.; SEGAT, J. C.; CORREA, J. C.; SOUSA, J. P.; BARETTA, D.; KLAUBERG FILHO, O. Reprodução de enquitreídeos em solos contaminados com dejetos líquidos de suínos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 35., 2015, Natal. **Anais [...]**. Natal: Centro de Convenções, 2015. p. 1-4.

MAGALHÃES, L. F. Avaliação do rejeito de minério de ferro como material cimentício suplementar. 2018. Dissertação (Mestrado em engenharia de materiais) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

MALDANER, L.; WAGNER-RIDDLE, C.; VANDERZAAG, A.; GORDON, R.; DUKE, C. Methane emissions from storage of digestate at a dairy manure biogas facility. **Agricultural and Forest Meteorology**, Toronto, v. 258, [s.n], p. 96-107, 2018.

MARCHAIM, U. **Biogas processes for sustainable development**. Israel: MIGAL, 232 p., 1992.

MATULAITIS, R.; JUŠKIENĖ, V.; JUŠKA, R. Measurement of methane production from pig and cattle manure in Lithuania. **Zemdirbyste-Agriculture**, Kėdainiai District, v. 102, n.1, p.103-110, 2015.



MAZIERO, J. S.; ROGERO, S. O.; ALEMANY, A. Estudo ecotoxicológico da nanopartícula de prata em *Daphnia similis*. **Journal of the Health Sciences Institute**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 133-139, 2016.

MCCARTY, P.L. **Anaerobic Waste Treatment Fundamentals – Parte one – Chemistry and Microbiology**. Palo Alto: Stanford University, 66 p., 1964.

MELLO, L.; GERBELLI, L. G. 1 ano após a tragédia de Brumadinho, Vale recupera valor de mercado e volta a ver lucro. 2020. Disponível em: <https://g1.globo.com/economia/noticia/2020/01/25/1-ano-apos-a-tragedia-de-brumadinho-vale-recupera-valor-de-mercado-e-volta-a-ver-lucro.ghtml>. Acesso em 20 fev. 2020.

Microsoft Excel. Versão Professional Plus 2016. [S. l.]: Microsoft Corporation, 2015. 1 CD.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 26 p., 2015.

MOLINUEVO, B.; GARCIA, M. C.; LÉON, M. C.; ACÍTORES, M. Anaerobic co-digestion of animal wastes (poultry litter and pig manure) with vegetable processing wastes. *In*: INTERNATIONAL RAMIRAN CONFERENCE, 113., 2008, Albena. **Anais [...]**. Albena: RAMIRAN, 2008. p. 110-114.

MORAES, V. G.; CAPANEMA, L. A genética de frangos suínos: a importância estratégica de seu desenvolvimento para o Brasil. **BNDES Setorial**, [s.v], n. 35, p. 119-154, 2012.

MUDHOO, A.; KUMAR, S. Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Heidelberg, v. 10, n.6, p. 1383-1398, 2013.

NEUMANN, P.; PESANTE, S.; VENEGAS, M.; VIDAL, G. Developments in pre-treatment methods to improve anaerobic digestion of sewage sludge. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, Basel, v. 15, n.?, p. 173-211, 2016.

NOGUEIRA, A. C. N. Avaliação da toxicidade aguda e crônica em água do Rio Jundiaí em afluentes e efluentes da ETE Novo Horizonte, Jundiaí, São Paulo. 2009; 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciência: Tecnologia Nuclear) – Institutos de Pesquisas Energéticas e Nucleares, autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

NOUBACTEP, C. A critical review on the mechanism of contaminant removal in Fe<sub>0</sub>-H<sub>2</sub>O systems. **Environmental. Technology**, 1? v. 29, n. 8, p. 909-920, 2008.

NPPC – NATIONAL PORK PRODUCERS COUNCIL. Pork Facts. Disponível em: <http://nppc.org/pork-facts/>. 2019. Acesso em 28 Ago. 2019.

NUTRIÇÃO DAS SAFRAS. A interação entre nutrientes nas adubações – Parte II. 2019. Disponível em: <https://www.nutricaoodesafras.com.br/a-interacao-entre-nutrientes-nas-adubacoes-parte-ii/>. Acesso em 18 Set. 2020.

OELGESCHLÄGER, E.; ROTHER, M. Carbon monoxide-dependent energy metabolism in anaerobic bacteria and archaea. **Archives of Microbiology**, Rockville, v. 190, n.3, p. 257-269, 2008.

OIE – WORLD ORGANISATION FOR ANIMAL HEALTH. Resolution nº 15. Recognition of the Foot and Mouth Disease Status of Members. 2019. Disponível em: [https://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Animal\\_Health\\_in\\_the\\_World/docs/pdf/Resolutions/2019/A\\_R15\\_FMD\\_status.pdf](https://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Animal_Health_in_the_World/docs/pdf/Resolutions/2019/A_R15_FMD_status.pdf). Acesso em 26 Ago. 2019.

OLIVEIRA, P. A. V. Produção e manejo de suínos. 2001. Disponível em: [http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf\\_doc/8-PauloArmando\\_Producao.pdf](http://www.cnpsa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/8-PauloArmando_Producao.pdf). Acesso em 20 jul. 2020.

OLIVEIRA, D. Toxicidade multigeracional do fipronil para *Folsomia candida* em solo natural tropical. Dissertação (Mestrado em Tecnologia, na Área Ambiente). 2017. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

PAGLIUSO, J. D.; REGATTIERI, C. R. Estudo do aproveitamento da energia de biogás proveniente da incineração de chorume para a geração de eletricidade. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 16, p. 32-38, 2008.

PARAWIRA, W. Enzyme research and applications in biotechnological intensification of biogas production. **Critical reviews in biotechnology**, Rockville, v. 32, n. 2, p. 172-186, 2012.

PATEL, G. B.; BAUDET, C.; AGNEW, B. J. Nutritional requirements for growth of *Methanothrix concilii*. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v. 34, n. 1, p. 73-77, 1988.

PIG PROGRESS. Significant decrease in sow numbers in Europe. 2016. Disponível em: <http://www.pigprogress.net/Sows/Arti-cles/2016/4/Significant-decrease-of-sow-numbers-in-Europe-2794518W/>. Acesso em 21 Ago. 2019.

PINTO, F. A. Sorção e dessorção de fósforo em solos de cerrado. Dissertação (Mestrado em Agronomia). 2012. Universidade Federal de Goiás, Jataí, 2012.

PPC – PROFESSIONAL PIG COMMUNITY. Russian 20 largest pork producers. 2016. Disponível em: [https://www.pig333.com/company\\_news/russian-20-largest-pork-producers\\_11880/](https://www.pig333.com/company_news/russian-20-largest-pork-producers_11880/). Acesso em 28 Ago. 2019.

PPC – PROFESSIONAL PIG COMMUNITY. Pig production figures in Russia in 2018. 2019a. Disponível em: [https://www.pig333.com/latest\\_swine\\_news/pig-production-figures-in-russia-in-2018\\_14605/](https://www.pig333.com/latest_swine_news/pig-production-figures-in-russia-in-2018_14605/). Acesso em 28 Ago. 2019.

PPC – PROFESSIONAL PIG COMMUNITY. Russian pig profitability drops. 2019b. Disponível em: <https://www.globalmeatnews.com/Article/2019/06/24/Russian-pig-profitability-drops>. Acesso em 28 Ago. 2019.

PERSOONE, G.; MARSALEK, B.; BLINOVA, I.; TÖRÖKNE, A.; ZARINA, D.; MANUSADZINAS, L.; NALECZ-JAWECKI, G.; TOFAN, L.; STEPANOVA, N.; TOTHOVA, L.; KOLAR, B. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. **Environmental Toxicology**, l.?, v. 18, n. 6, p. 395-402, 2003.

PLUGGE, C. M.; JIANG, B.; DE BOK F. A, TSAI, C., STAMS, A. J. Effect of tungsten and molybdenum on growth of a syntrophic coculture of *Syntrophobacter fumaroxidans* and *Methanospirillum hungatei*. **Archives of Microbiology**, Heidelberg, v. 191, n.1, p. 55-61, 2009.

PORTAL DA MINERAÇÃO. Votorantim Metais cria planta para reaproveitar resíduos de mineração. 2017. Disponível em: <<http://portaldamineracao.com.br/votorantim-metais-cria-planta-para-reaproveitar-residuos-de-mineracao/?fbclid=IwAR3eHzy5FdGlr8X3Vm5ep2DsMVibQ1j6FK0Cq16JvVgbYuU2EaaJWcOR1I4>>. Acesso em 20 fev. 2020.

POSTHUMA, L.; BAERSELMAN, R.; VAN VEEN, R. P. M.; DIRVEN VAN-BREEMEN, E. M. Single and Joint Toxic Effects of Copper and Zinc on Reproduction of *Enchytraeus crypticus* in Relation to Sorption of Metals in Soils. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, l.? v. 167, n.? p. 108-121, 1997.

PROTIST. *Paramecium caudatum*. 2018. Disponível em: [http://protist.i.hosei.ac.jp/PDB/Images/Ciliophora/Paramecium/caudatum/intactcells/sp\\_04.html](http://protist.i.hosei.ac.jp/PDB/Images/Ciliophora/Paramecium/caudatum/intactcells/sp_04.html). Acesso em 15 Out. 2019.

QIAN, X.; SHEN, G.; WANG, Z.; ZHANG, X.; HONG, Z. Effect of swine liquid manure application in paddy field on water quality, soil fertility and crop yields. **Paddy and Water Environment**, l.? v. 16, n.? p. 15-22, 2018.

REBOITA, M.S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L.F.; ALVES, M.A. Aspectos climáticos em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, Curitiba, v.17, n.?. p. 206-226, 2015.

REDA, T.; PLUGGE, C. M.; ABRAM, N.J.; HIRST, J. Reversible interconversion of carbon dioxide and formate by a electroactive enzyme. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington DC, v. 105, n. 31, p. 10654-10658, 2008.

RIBÉ, V.; NEHRENHEIM, E.; ODLARE, M.; GUSTAVSSON, L.; BERGLIND, R.; FORSBERG, A. Ecotoxicological assessment and evaluation of a pine bark biosorbent treatment of five landfill leachates. **Waste Management**, l.? v. 32, [s.n], p. 1886-1894, 2012.

RANGEL, M. S. Estudo da viabilidade econômica de geração de eletricidade por fontes de energias renováveis no Brasil. 2016. Trabalho final de graduação (Graduação em engenharia ambiental) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

RIBEIRO, E.M. Avaliação da produção de biogás em aparelhos experimentais e seu potencial técnico e econômico para geração de energia elétrica em aviadores de postura. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá, 2015.

RIBEIRO, E. M.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SANTOS, I. F. S.; SAMPAIO, L. C.; SANTOS, T. V.; SILVA, F. G. B.; SILVA, A. M.; FREITAS, J. V. R. Power generation potential in posture aviaries in Brazil in the context of a circular economy. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, l.? v. 18, n.?. p. 153-163, 2016.

RITCHIE, H. Carne na alimentação: quais países lideram o ranking. 2019. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/geral-47125834>. Acesso em 16 Ago. 2019.

RODRIGUES, T. A. Análise da viabilidade técnica e econômica de um leito de secagem de lodo gerado no tratamento de drenagem ácida de mina (DAM). 2016. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2016.

ROLFE, M. D.; RICE, C. J.; LUCCHINI, S.; PIN, C.; THOMPSON, A.; CAMERON, A. D. S.; ALSTON, M.; STRINGER, M. F.; BETTS, R. P.; BARANYI, J.; PECK, M. W.; HINTON, J. C. D. Lag phase is a distinct growth phase that prepares bacteria for exponential growth and involves transient metal accumulation. **Journal of Bacteriology**, l.? v. 194, n. 3, p. 686-701, 2012.

ROMERO-GÜIZA, M. S.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J. M.; ASTALS, S. The effect of magnesium as activator and inhibitor of anaerobic digestion. **Waste Management**, 1.ª v. 56, n.ª p. 137-142, 2016.

RUAN, R.; ZHANG, Y.; CHEN, P.; LIU, S.; FAN, L.; ZHOU, N.; DING, K.; PENG, P.; ADDY, M.; CHENG, Y.; ANDERSON, E.; WANG, Y.; LIU, Y.; LEI, H.; LI, B. Biofuels: Introduction. In: PANDEY, A.; LARROCHE, C.; GNANSOUNOU, E.; KHANAL, S. K.; DUSSAP, C. G.; RICKE, S. (Ed.). **Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels**. Cambridge: Academic Press, 2019. p. 3-43.

SANTINI, G. A.; SOUZA FILHO, H. M. Mudanças tecnológicas em cadeias agroindustriais: uma análise dos elos de processamento da pecuária de corte, avicultura de corte e suinocultura. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA RURAL, 42, 2004, Cuiabá. **Anais[...]**. Cuiabá, Sober, 2004. p. 1-12.

SANTOS, A. R. Rastreabilidade “do laboratório à mesa” – um estudo da cadeia produtiva da indústria de carne suína na empresa doux. 2011. Dissertação (Mestrado em administração) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2011.

SANTOS, I. F. S.; BRAZ VIEIRA, N. D.; DE NÓBREGA, L. G. B.; BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G.L. Assessment of potential biogas production from multiple organic wastes in Brazil: Impact on energy generation, use, and emissions abatement. **Resources, Conservation and Recycling**, [s.l.], v. 131, [s.n], p. 54-63, 2018a.

SANTOS, I. F. S.; GONÇALVES, A. T. T.; BORGES, P.B.; BARROS, R. M.; LIMA, R. S. Combined use of biogas from sanitary landfill and wastewater treatment plants for distributed energy generation in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, 1.ª v. 136, n.ª p. 376-388, 2018b.

SANTOS, I. F. S.; CAMACHO, R. G. R.; TIAGO FILHO, G. L.; BOTAN, A. C. B.; VINENT, B. A. Energy potential and economic analysis of hydrokinetic turbines implementation in rivers: An approach using numerical predictions (CFD) and experimental data. **Renewable Energy**, 1.ª v. 146, n.ª p. 648-662, 2019.

SARGA – ARAGONESE SOCIETY OF AGRO-ENVIRONMENTAL MANAGEMENT. **Evaluation of manure systems in Europe**. 2015. 180 p.

SARKER, N. C.; BORHAN, M.; FORTUNA, A.; RAHMAN, S. Understanding gaseous reduction in swine manure resulting from nanoparticle treatments under

anaerobic storage conditions. **Journal of Environmental Sciences**, 1.? v. 82, n.? p. 179-191, 2019.

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J.F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, 1.? v. 129, [s.n], p.457-472, 2018.

SCHERER, P.; LIPPERT, H.; WOLFF, G. Composition of the major elements and trace elements of 10 methanogenic bacteria determined by inductively coupled plasma emission spectrometry. **Biological Trace Element Research**, 1.? v. 5, n.3, p.149-163, 1983.

SENAI. **Oportunidades da Cadeia Produtiva de Biogás para o Estado do Paraná**. Curitiba: Senai. 144 p., 2016.

SHIRIN, S.; BALAKRISHNAN, V. K. Using Chemical Reactivity To Provide Insights into Environmental Transformations of Priority Organic Substances: The Fe-0-Mediated Reduction of Acid Blue 129. **Environmental Science & Technology**, 1.? v. 45, n. 24, p.10369-10377, 2011.

SHOWKAT, U.; NAJAR, I. A. Study on the efficiency of sequential batch reactor (SBR)-based sewage treatment plant. **Applied Water Science**, Heidelberg, v.9, n.2, p. 1-10, 2019.

SILVA, A. M. L. Estudo de produção e aplicação de cloreto férrico obtido de rejeito de mineração de ferro no tratamento de esgotos sanitários. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2019.

SONG, X.; ZHANG, Q.; HAN, B.; LIANG, J.; ZHAI, Z.; DU, L. Anaerobic co-digestion of pig manure with dried maize straw. **BioResources**, Raleigh, v.11, n.4, p. 8914-8928, 2016.

SOUSA, D. M. J.; LOBATO, E. Cerrado – Correção do solo e adubação. Planaltina: EMBRAPA, 416 p., 2003.

SOUZA, S. N. M. Manual de geração de energia elétrica a partir do biogás no ambiente rural. Cascavel, 47 p., 2016.

SOUZA, J. C. P. V. B.; AMARAL, A. L.; MORÉS, N.; TREMÉA, S. L.; MIELE, M.; SANTOS FILHO, J. I. **Sistemas de produção de leitões baseado em planejamento, gestão e padrões operacionais**. Concórdia: Embrapa suínos e aves, 118 p., 2013.

SPARLING, D. W. *Ecotoxicology Essentials: Environmental Contaminants and Their Biological Effects on Animals and Plants*. 1 ed. Massachusetts: Academic Press, 500 p., 2016.

SPEECE, R.E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 17, n. 9, p. 416-427, 1983.

SRILAKSHMI, K.; REYES, A. S.; JIM, A. F. Zero valent iron as an electron-donor for methanogenesis and sulfate reduction in anaerobic sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, 1?, v. 97, n. 7, p. 810-819, 2005.

STATISTICS CANADA. The changing face of the Canadian hog industry. 2014. Disponível em: <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/96-325-x/2014001/article/14027-eng.pdf>. Acesso em 29 Ago. 2019.

STOPA, I. S. Análise das principais técnicas de amostragem manual para amostras binárias diferentes em granulometria e densidade. 2017. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia de Minas) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2017.

SUÁREZ, A. G.; NIELSEN, K.; KÖHLER, S.; MERENCIO, D. O.; REYES, I. P. Enhancement of anaerobic digestion of microcrystalline cellulose (MCC) using natural micronutrient sources. **Revista Brasileira de Engenharia Química**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 393-401, 2014.

SYSTAT SOFTWARE. Sigma Plot 12.0. 2011. Disponível em: <https://systatsoftware.com/>. Acesso em 8 jul. 2020.

TEJON, J. L. Agroindústria é o maior setor da indústria brasileira, afirma Tejon. 2019. Disponível em: <https://rvtv.com.br/2019/01/31/agroindustria-tejon/>. Acesso em 18 fev. 2020.

TER BEEK, V. Pork part relatively small in trade deal EU-Mercosur. 2019. Disponível em: <https://www.pigprogress.net/World-of-Pigs1/Articles/2019/7/Pork-part-relatively-small-in-trade-deal-EU-Mercosur-447379E/>. Acesso em 28 Ago. 2019.

TERHORST, K. I. L.; SCHMITZ, J. A. K. De porco a suíno: história da suinocultura e dos hábitos alimentares associados aos produtos dela derivados entre agricultores do Vale do Taquari. In: MENASCHE, R. (Org.). A agricultura familiar à mesa: saberes e práticas da alimentação no Vale do Taquari. Porto Alegre: UFRGS, 2007, p. 100-119

The Engineering ToolBox. Fuels - Higher and Lower Calorific Values 2003. 2020. [https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d\\_169.html](https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d_169.html). Acesso 26 out 2018.

TOOGE, R. Agronegócio cresce 3,8% e representa 21% do PIB brasileiro em 2019, diz CNA. 2020. Disponível em:

<https://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2020/03/09/agronegocio-cresce-38percent-e-representa-21percent-do-pib-brasileiro-em-2019-diz-cna.ghtml>. Acesso em 6 Abr. 2020.

TORRES, M. P. Flotação reversa de minério de ferro proveniente do depósito jambreiro da região de guanhões-MG. 2015. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em engenharia de minas) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Araxá, 2015.

UFLA – UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS. *Software Sisvar 5.7*. 2018.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Livestock and Poultry. 2016. Disponível em: <https://www.fas.usda.gov/data/livestock-and-poultry-world-markets-and-trade>. Acesso em 7 Ago. 2019.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Livestock Slaughter Annual Summary. 2018. Disponível em: <https://www.pork.org/facts/stats/structure-and-productivity/state-rankings-by-hogs-and-pigs-inventory/>. Acesso em 26 Ago. 2019.

USITC – UNITED STATES INTERNATIONAL TRADE COMMISSION. Pork and Swine – Industry & Trade Summary. Office of industries, 2014. 2014. Disponível em: [https://www.usitc.gov/publications/332/pork\\_and\\_swine\\_summary\\_its\\_11.pdf](https://www.usitc.gov/publications/332/pork_and_swine_summary_its_11.pdf). Acesso em: 26 ago. 2019.

VINENT, B. A. Estudo da viabilidade econômica da geração de eletricidade por meio de turbinas hidrocinéticas. 2016. Trabalho Final de Graduação (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

VIOLANTE, A.; COZZOLINO, V.; PERELOMOV, L.; CAPORALE, A. G.; PIGNA, M. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, 1.ª v. 10, n. 3, p. 268-292. 2010.

VRBOVÁ, V.; CIAHOTNÝ, K. Upgrading Biogas to Biomethane Using Membrane Separation. **Energy Fuels**, Washington, DC, v. 31, n. 9, p. 9393-9401, 2017.

ZHANG, Y.; ZHANG, Z.; SUZUKI, K.; MAEKAWA T. Uptake and mass balance of trace materials for methane producing bacteria. **Biomass and Bioenergy**, 1.ª v. 25, n. 4, p. 427-433, 2003.

ZHANG, H.; JIN, Z.H.; HAN, L.; QIN, C. H. Synthesis of nanoscale zero-valent iron supported on exfoliated graphite for removal of nitrate. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 1.ª v. 16, n. 1, p. 345-349, 2006.



ZHENG, W.; LI, X. M.; WANG, D. B.; YANG, Q.; LUO, K.; YANG, G. J.; ZENG, G. M. Removal and recovery of phosphorus during anaerobic digestion of excess sludge by the addition of waste iron scrap. **Journal of the Serbian Chemical Society**, Belgrade, v. 78, n. 2, p. 303-312, 2013.

ZILOTTI, H. A. Potencial de produção de biogás no tratamento de esgoto de Cascavel para geração de eletricidade. 2012. Dissertação – (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascável, 2012.

WANG, Y.; REN, G.; ZHANG, T.; ZOU, S.; MAO, S.; WANG, Y. Effect of magnetite powder on anaerobic co-digestion of pig manure and wheat straw. **Waste Management**, Beijing, v. 66, [s.n], p. 46-52, 2017.

WESTERHOLM, M.; ISAKSSON, S.; LINDSJÖ, O. K.; SCHNÜRER, A. Microbial community adaptability to altered temperature conditions determines the potential for process optimisation in biogas production. **Applied Energy**, l.? v. 226, n.? p. 838-848, 2018.

YAN, L.; YE, J.; ZHANG, P.; XU, D.; WU, Y.; LIU, J.; ZHANG, H.; FANG, W.; WANG, B.; ZENG, G. Hydrogen sulfide formation control and microbial competition in batch anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater sludge: Effect of initial sludge pH. **Bioresource Technology**, l.? v. 259, p. 67-74, n.? 2018.

YANG, C.; CUI, C.; QIN, J.; CUI, X. Characteristics of the fired bricks with low-silicon iron tailings. **Construction and Building Materials**, l.? v. 70, n. 15, p. 36-42, 2014.

YANG, Y.; ZHANG, Y.; LI, Y.; ZHAO, H.; PENG, H. Nitrogen removal during anaerobic digestion of wasted activated sludge under supplementing Fe(III) compounds. **Chemical Engineering Journal**, l.?, v. 332, n.?, p. 711-716, 2018.

WANG, S. M.; TSENG, S. K. Dechlorination of trichloroethylene by immobilized autotrophic hydrogen-bacteria and zero-valent iron. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, l.? v. 107, n. 3, p. 287-92, 2009.

WANG, Q.; YANG, Y.; LI, D.; FENG, C.; ZHANG, Z. Treatment of ammonium-rich swine waste in modified porphyritic andesite fixed-bed anaerobic bioreactor. **Bioresource Technology**, l.?, v. 111, [s.n], p. 70-75, 2012.

WANG, Y.; REN, G.; ZHANG, T.; ZOU, S.; MAO, C.; WANG, X. Effect of magnetite powder on anaerobic co-digestion of pig manure and wheat straw. **Waste management**, l.?, v. 66, [s.n], p. 46-52, 2017.

WILKIE, A. C.; GOTO, M.; BOURDEAUX, F. M.; SMITH, P. H. Enhancement of anaerobic methanogenesis from napiergrass by addition of micronutrientes. **Biomass London**, Londres, v. 11, n.2, p. 135-146, 1986.

WU, D.; ZHENG, S.; DING, A.; SUN, G.; YANG, M. Performance of a zero valent iron-based anaerobic system in swine wastewater treatment. **Journal of hazardous materials**, 1.? v., 286, [s.n], p. 1-6, 2015.

YANG, Y.; HUANG, W.; HUANG, W. Antibiotic Inhibition on Anaerobic Digestion of Animal Manure and Controlling Strategies: A Short Review. **Clean Soil Air Water**, 1.? v. 47, n. 1, p. 1-10, 2019.

YIN, F.; DONG, H.; ZHANG, W.; ZHU, Z.; SHANG, B. Antibiotic degradation and microbial community structures during acidification and methanogenesis of swine manure containing chlortetracycline or oxytetracycline. **Bioresource Technology**, 1.? v. 250, [s.n], p. 247-255, 2018.

YANG, C.; CUI, C.; QIN, J.; CUI, X. Characteristics of the fired bricks with low-silicon iron tailings. **Construction and Building Materials**, 1.? v. 70, n. 15, p. 36-42, 2014.