

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO OBTIDO EM ABATEDOUROS DE
FRANGOS E BATATA-DOCE: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA**

FELIPPE MARTINS DAMACENO

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL
FEVEREIRO DE 2018

FELIPPE MARTINS DAMACENO

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO OBTIDO EM ABATEDOUROS DE
FRANGOS E BATATA-DOCE: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em cumprimento aos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Co-orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior

CASCADEL – PARANÁ – BRASIL

FEVEREIRO DE 2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Sistema de Bibliotecas - UNIOESTE)

D16c Damaceno, Felipe Martins.
Codigestão anaeróbia do lodo obtido em abatedouros de frangos e batata-doce: valorização energética e agrônômica / Felipe Martins Damaceno. --- Cascavel (PR), 2018.
xii, 94 f.: il.

Orientadora: Profa. Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.
Coorientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior
Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) –Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2018, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.
Inclui Bibliografia

1. Ave Criação. 2. Resíduos. 3. Inibição. I. Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça. II. Lucas Júnior, Jorge de. III. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. IV. Título.

CDD 628

Rosângela A. A. Silva – CRB 9º/1810

Revisora: Dhandara Capitani

Revisão de Português: 22/02/2018

Revisão de Inglês: 22/02/2018

Revisão de Normas PGEAGRI: 22/02/2018



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Campus de Cascavel CNPJ 78680337/0002-65
Rua Universitária, 2069 - Jardim Universitário - Cx. P. 000711 - CEP 85819-110
Fone:(45) 3220-3000 - Fax:(45) 3324-4566 - Cascavel - Paraná



FELIPPE MARTINS DAMACENO

Codigestão Anaeróbia do Lodo Obtido em Abatedouros de Frango e Batata-doce:
Valorização Energética e Agronômica

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a) - Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Jorge de Lucas Júnior

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP (UNESP)

Morgana Suszek Gonçalves

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Maria Hermínia Ferreira Tavares

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 8 de fevereiro de 2018

BIOGRAFIA

FELIPPE MARTINS DAMACENO – Nascido em 28 de dezembro de 1993, natural de Palmital, São Paulo. Possui formação técnica em Contabilidade (2010) pela Escola Técnica Professor Mário Antônio Verza, Palmital, São Paulo. Graduado em Engenharia Ambiental (2015) pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, Paraná. Realizou sua pesquisa de mestrado como bolsista CAPES pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, vinculado à área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, atuando na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental.

“Ser resiliente é ter a capacidade de se recuperar de situações de crise e aprender com elas. É ter a mente flexível e o pensamento otimista, com metas claras e a certeza de que tudo passa”.

(Autor Desconhecido)

“Para obter algo que você nunca teve, é preciso fazer algo que você nunca fez”.

“A vontade de Deus nunca irá levá-lo aonde a graça Dele não irá protegê-lo”.

(Chico Xavier)

“Uma ostra que não foi ferida não produzirá pérolas”.

(Rubem Alves)

Ao meu alicerce e maior bênção – minha família – Paulo Sergio Damaceno (pai), Aparecida
Martins Damaceno (mãe) e Matheus Martins Damaceno (irmão),
dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Deus trino, pelo dom da vida, por sempre iluminar meus percursos e caminhar ao meu lado;

Ao meu pai, Paulo Sergio Damaceno, pelo exemplo sólido de caráter, honestidade e humildade. A minha mãe, Aparecida Martins Damaceno, pelo amor, afeto, afago e orações. Ao meu irmão, Matheus Martins Damaceno, que mesmo sem saber, de alguma forma, me motiva. A toda minha família por compreenderem minhas ausências e me apoiarem durante o mestrado;

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), campus Cascavel, e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), pela estrutura, a qual foi fundamental para o desenvolvimento dessa dissertação;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida durante todo o mestrado;

À professora e minha orientadora, Mônica Sarolli S. de M. Costa, que se tornou uma coluna mestra em minha formação profissional. Serei eternamente grato pelos ensinamentos técnicos, científicos e humanos, pela dedicação que tens pela pesquisa e ensino, pelas oportunidades, pela confiança em mim depositada e por não medir esforços pela formação de qualidade de seus alunos;

Ao meu co-orientador, Jorge de Lucas Júnior, pela ideia inicial e pelos direcionamentos em minha dissertação;

Às contribuições da banca examinadora da minha qualificação, composta pelos professores doutores: Simone Damasceno Gomes e Jorge de Lucas Júnior. Às contribuições e disponibilidade da banca examinadora da minha defesa de dissertação;

À equipe do Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA), pelos ensinamentos, auxílios no experimento e coleta de dados, pelo convívio e o companheirismo;

À Stela Basso Montoro pela cooperação substancial no desenvolvimento das análises de viabilidade econômico-financeiras. Ao professor Flávio Gurgacz. pelo desenvolvimento do sistema de aquecimento para os reatores;

Ao grande amigo e mestre Luiz Antônio de Mendonça Costa. À grande amiga Rosana Krauss Niedzialkoski e família, por tornarem a caminhada mais leve;

Aos professores do PGEAGRI que contribuíram para minha formação. Aos técnicos dos laboratórios da área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, pelos auxílios e instruções em algumas análises. Aos funcionários e à comunidade acadêmica da UNIOESTE. Aos colegas de mestrado.

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO OBTIDO EM ABATEDOUROS DE FRANGOS E BATATA-DOCE: VALORIZAÇÃO ENERGÉTICA E AGRONÔMICA

RESUMO

A geração de lodo de flotor proveniente do abate de frangos de corte tem aumentado em função da crescente produtividade do setor avícola, sobretudo no sul do Brasil. A digestão anaeróbia é uma tecnologia que pode aliar a estabilização de tal resíduo à geração de uma fonte de energia limpa e renovável e um insumo agrícola rico em nutrientes, isto é, o biogás e o biofertilizante. Entretanto, a baixa relação C/N do lodo, bem como os teores de lipídios e proteínas, podem surtir efeitos adversos aos microrganismos envolvidos no processo, prejudicando seu desempenho global. Desta forma, o objetivo deste trabalho consistiu em estudar a codigestão anaeróbia do lodo de abate de frangos com quantidades crescentes de batata-doce como suplemento de carbono em ensaios batelada e semicontínuo, explorando o potencial energético e agrônômico dos subprodutos, bem como a estabilidade e a eficiência do processo. O ensaio batelada foi conduzido em reatores de 6,0 L, com 4,5 % de sólidos totais e temperatura ambiente. Foram avaliados seis tratamentos em triplicata, os quais consistiram em proporções (%) distintas de lodo e batata-doce (100:0, 80:20, 60:40, 40:60, 20:80 e 0:100). O experimento ocorreu até a produção de biogás cessar. O ensaio semicontínuo foi conduzido em reatores tubulares de 60,0 L mantidos em temperatura mesofílica, com tempo de retenção hidráulica de 25 dias, alimentações diárias contendo 4,5% de sólidos totais (2,4 L, dos quais 60% foi reciclo de digestato e 40% água). Em nove reatores e quatro períodos, foram avaliados sete tratamentos com três repetições, variando-se as proporções (%) de batata-doce e lodo (80:20, 70:30, 60:40, 50:50, 40:60, 30:70 e 20:80). Com base nos dados obtidos no ensaio semicontínuo, foram definidos cenários em escala real, a fim de avaliar a viabilidade econômico-financeira da tecnologia de codigestão entre o lodo e a batata-doce. A batelada da mistura 80% lodo e 20% batata-doce, além de acelerar o processo, também apresentou os maiores ($p < 0,05$) potenciais de produção de biogás ($0,731 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$) e metano ($0,503 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$), e as maiores eficiências de remoção de material orgânico (sólidos, lipídios e açúcares, $p < 0,05$). Além disso, proporcionou alcalinidade ao sistema ($\approx 6,0 \text{ CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), mantendo-o estável (relação AV/AT de 0,11 ao final do processo). Os tratamentos com maiores proporções de lodo que de batata-doce resultaram em biofertilizantes com maiores teores de nutrientes e isentos de fitotoxicidade desde que a condutividade elétrica seja mantida suficientemente baixa por meio de diluições e, por isso, possuem maior valor agrônômico. As análises multivariadas mostraram que misturas de lodo com proporções superiores a 40% de batata-doce, em ensaio batelada, são bastante similares, devido ao acúmulo de ácidos orgânicos de curta cadeia molecular, causando inibição do processo. No ensaio semicontínuo, as proporções de batata-doce variando de 60 até 40% apresentaram os maiores potenciais de produção de metano ($0,33$ a $0,34 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Acima de 60% de batata-doce na mistura, o processo é afetado adversamente pelo acúmulo de acidez volátil ($> 4 \text{ g L}^{-1}$), e abaixo de 40% de batata-doce, o processo é parcialmente inibido por expressivo acúmulo de acidez volátil ($> 10 \text{ g L}^{-1}$) e pela elevada concentração de nitrogênio amoniacal ($> 2.000 \text{ mg L}^{-1}$), provavelmente oriundos dos lipídios e proteínas do lodo. Todos os cenários econômicos definidos revelaram-se financeiramente atrativos. Por fim, conclui-se que a codigestão anaeróbia é uma alternativa interessante para a reciclagem da energia e dos nutrientes contidos no lodo sobre as perspectivas ambiental e econômica.

Palavras-chave: avicultura; resíduos; reatores; inibição; análise econômico-financeira.

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SLUDGE OBTAINED IN POULTRY AND POTATO SLAUGHTERHOUSE: ENERGY AND AGRONOMIC VALORIZATION

ABSTRACT

The generation of float sludge from the slaughter of poultry has increased due to the growing productivity of the sector, especially in Southern Brazil. Anaerobic digestion is a technology that can combine the stabilization of such waste with the generation of a clean and renewable source of energy and a nutrient-rich agricultural input, biogas, and biofertilizer. However, the low C/N ratio of the sludge, as well as the lipid and protein contents, may have an adverse effect on the microorganisms involved in the process, impairing their overall performance. Thus, the objective of this work was to study the anaerobic co-digestion of broiler sludge with increasing amounts of sweet potato as a carbon supplement in batch and semicontinuous trials, exploring the energy and agronomic potential of by-products, stability, and efficiency of the process. The batch assay was conducted in 6.0 L reactors, with 4.5% total solids and room temperature. Six treatments were evaluated in triplicate, which consisted of different proportions of sludge and sweet potato (100:0, 80:20, 60:40, 40:60, 20:80 and 0:100). The experiment was conducted until the production of biogas ceased. The semi-continuous assay was conducted in tubular reactors of 60.0 L at mesophilic temperature, with a 25-day hydraulic retention time, daily feed containing 4.5% (2.4 L, of which 60% was a digestate recycle and 40% water). In nine reactors and four periods, seven treatments with three replicates were evaluated, varying the amounts of sweet potato and mud (80:20, 70:30, 60:40, 50:50, 40:60, 30:70, and 20:80). Based on the data obtained in the semi-continuous trial, real-scale scenarios were defined in order to evaluate the economic-financial viability of co-digestion technology between sludge and sweet potato. The batch of the mixture 80% sludge and 20% sweet potato, in addition to accelerating the process, also presented the largest ($p < 0.05$) potentials for the production of biogas ($0.731 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$) and methane ($0.503 \text{ m}^3 \text{ kg VS}^{-1}$), and the highest removal efficiencies of organic material (solids, lipids and sugars, $p < 0.05$). In addition, it provided alkalinity to the system ($\approx 6.0 \text{ CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), maintaining it stable (AV/AT ratio of 0.11 at the end of the process). The treatments with greater proportions of sludge than of sweet potato resulted in biofertilizers with higher contents of nutrients and free of phytotoxicity as long as the electrical conductivity is maintained sufficiently low by means of dilutions and, therefore, they have greater agronomic value. The multivariate analysis showed that sludge mixtures with proportions greater than 40% of sweet potato in batch assay are quite similar due to the accumulation of organic acids of short molecular chain, causing inhibition of the process. In the semi-continuous assay, the proportions of sweet potatoes ranging from 60 to 40% have the highest potential methane production (0.33 to $0.34 \text{ m}^3 \text{ kg VS}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Above 60% of sweet potato in the blend, the process is adversely affected by the accumulation of volatile acidity ($>4 \text{ g L}^{-1}$), and below 40% sweet potato, the process is partially inhibited by significant acidity accumulation volatile ($>10 \text{ g L}^{-1}$) and the high concentration and ammoniacal nitrogen ($>2000 \text{ mg L}^{-1}$), probably due to the lipid and protein content of the sludge. All the economic scenarios defined were financially attractive. Finally, it is concluded that anaerobic co-digestion is an interesting alternative for recycling the energy and nutrients contained in the sludge on both environmental and economic perspectives.

Key-words: poultry; waste; reactors; inhibition; economic-financial analysis.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE FIGURAS.....	XII
1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos	15
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
3.1 Aspectos gerais da produção de frango de corte	16
3.2 Batata-doce como fonte suplementar de carbono	21
3.3 Codigestão anaeróbia: sinergia entre os substratos	23
3.4 Digestão anaeróbia: processo, parâmetros de influência e subprodutos.....	24
3.4.1 Temperatura	27
3.4.2 Nutrientes e sólidos	27
3.4.3 pH: acidez e alcalinidade	28
3.4.4 Nitrogênio amoniacal	30
3.4.5 Inóculo	30
3.4.6 Configurações de reatores.....	31
3.4.7 Metano e biofertilizante	31
4 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Substratos e inóculo	34
4.2 Configuração do ensaio em batelada.....	37
4.2.1 Fitotoxicidade do biofertilizante	38
4.3 Ensaio semicontínuo.....	39
4.3.1 Estudo de viabilidade econômico-financeira	42
4.4 Monitoramento do biogás	44
4.5 Métodos analíticos.....	45
4.6 Análises estatísticas.....	47
4.6.1 Análises estatísticas aplicadas no ensaio batelada.....	47
4.6.2 Análises estatísticas aplicadas no ensaio semicontínuo	47
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
5.1 Ensaio batelada.....	49
5.1.1 Caracterização inicial dos tratamentos.....	49
5.1.2 Produção e composição do biogás	51
5.1.3 Eficiência de remoção de material orgânico.....	54
5.1.4 Estabilidade do processo	55
5.1.5 Valorização agrônômica do biofertilizante	57
5.1.5.1 Índice de Germinação, pH e Condutividade Elétrica	60
5.1.6 Análise multivariada: cluster e componentes principais.....	61
5.2 Ensaio semicontínuo	64
5.2.1 Análise de viabilidade econômico-financeira.....	70
6 CONCLUSÕES	74
REFERÊNCIAS	75
Apêndice A.....	88
Apêndice B.....	92
Apêndice C.....	93
Apêndice D.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Índices de produtividade de carne de frango de corte de 1960 até 2010.....	16
Tabela 2 Potencial energético brasileiro e paranaense de águas residuárias provenientes do abate de frango em 2013.....	20
Tabela 3 Caracterização físico-química do lodo de flotor do abate de frangos, batata-doce e inóculo.....	36
Tabela 4 Composição gravimétrica em matéria natural dos tratamentos avaliados no ensaio batelada.....	38
Tabela 5 Duração de cada período do experimento.....	41
Tabela 6 Caracterização inicial dos tratamentos da fase batelada ($n \pm$ desvio padrão, $n=3$)	49
Tabela 7 Eficiências de remoção de sólidos totais e voláteis, açúcares totais e lipídios	54
Tabela 8 Concentrações de macronutrientes primários e secundários e micronutrientes presentes nos biofertilizantes provenientes das fermentações do lodo e/com a batata-doce.	58
Tabela 9 Valorização de biofertilizantes com base na estabilização de 100 toneladas de sólidos totais de substrato	60
Tabela 10 Índice de germinação, pH e condutividade elétrica	61
Tabela 11 Concentrações de alcalinidade e acidez volátil, bem como AV/AT, pH e eficiência de remoção de sólidos voláteis do ensaio semicontínuo.....	66
Tabela 12 Concentrações dos macronutrientes primários dos biofertilizantes provenientes do ensaio semicontínuo.....	69
Tabela 13 Indicativos econômicos dos cenários avaliados	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Maiores produtores (a) e exportadores (b) de carne de frango em 2016, em milhões de toneladas.	17
Figura 2 Porcentagem de abate de frangos por Estados do Brasil sobre a produção total do país em 2016 (12,9 milhões de toneladas).	18
Figura 3 Lodo de flotador proveniente da linha vermelha de abatedouro de aves.....	34
Figura 4 Batata-doce em raiz (à esquerda) e triturada (à direita).	35
Figura 5 Biofertilizante utilizado para inocular microrganismos anaeróbios nos reatores.	36
Figura 6 Desenho esquemático em corte transversal do reator modelo batelada.	37
Figura 7 Réplica de uma placa de Petri com o extrato, ilustrando as sementes de <i>Lepidium sativum</i> antes (a) e depois de 48 horas de incubação (b) para teste de fitotoxicidade.	39
Figura 8 <i>Lepidium sativum</i> germinado após 48 horas de incubação.	39
Figura 9 Desenho esquemático do corte transversal do reator modelo semicontínuo.....	40
Figura 10 Disposição dos tratamentos ao longo dos períodos de experimento.....	41
Figura 11 Potencial de produção de biogás e metano e o teor de metano no ensaio batelada.	51
Figura 12 Produção acumulada de biogás dos tratamentos nos primeiros 18 dias de fermentação.....	52
Figura 13 Produção volumétrica diária de biogás e produções acumuladas de CH ₄ , CO ₂ e H ₂ dos tratamentos do ensaio batelada.	53
Figura 14 Relação AV/AT e pH observada nos tratamentos estudados.	56
Figura 15 Concentração final de AGVs (a) e suas respectivas porcentagens em relação à concentração total (b) nos diferentes tratamentos avaliados.....	57
Figura 16 Análise multivariada de cluster nos tratamentos estudados.	62
Figura 17 Gráfico biplot da análise de componentes principais do ensaio batelada.....	63
Figura 18 Gráfico biplot da análise de componentes principais do ensaio semicontínuo.....	63
Figura 19 Potencial de produção de biogás e metano e o teor de metano e dióxido de carbono no ensaio semicontínuo.	66
Figura 20 Formas de nitrogênio presentes nos tratamentos avaliados no ensaio semicontínuo.	68

1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de frango assume grande relevância no Brasil. Atualmente, o país é o segundo maior produtor (12,9 milhões de toneladas) e o maior exportador mundial de carne de frango (4,38 milhões de toneladas). Com o progresso da avicultura, benefícios econômicos podem ser verificados por meio da geração de empregos diretos e indiretos e da participação no mercado interno e externo. Somente as exportações de 2016 renderam ao país US\$ 6.848 milhões (ABPA, 2017). A expectativa para os próximos anos é que as exportações de carne de frango cresçam a uma taxa de 3,6% ao ano, implicando em aumento da produção e retornos financeiros crescentes ao setor (MAPA, 2015).

O abate é uma das etapas do processamento da carne, no qual são gerados resíduos com grande risco de contaminação ambiental e biológica (CUETOS et al., 2008). Dentre os resíduos do abate de frango, o lodo de flotador precisa ser melhor estudado, pois suas características dificultam a transformação dele em outros produtos (YOON et al., 2014). Esse material resulta do tratamento físico ou físico-químico das águas residuárias provenientes das diversas etapas do abate (sangria, depenamento por escalda, evisceração e preparação das carcaças), denominada de “linha vermelha”. Os flotadores são utilizados para separar os sólidos em suspensão do efluente líquido por meio de microbolhas que arrastam o material particulado até a superfície, região onde são concentrados e removidos por raspadores mecânicos. O material removido segue até uma centrífuga trifásica que o fraciona em água, óleo e lodo.

O lodo de flotador é rico em materiais lipídicos (triglicerídeos e ácidos graxos caracterizados por longas cadeias carbônicas, tais como óleos, gorduras e graxas). Entretanto, em função da grande quantidade de proteínas e aminoácidos advindos do sangue das aves abatidas (CUETOS et al., 2017), sua relação C/N é baixa (≈ 7) (COSTA et al., 2017). A compostagem tem sido utilizada como tecnologia de estabilização do lodo e dos demais resíduos da cadeia produtiva do frango de corte no Sul do Brasil. Porém, o aumento constante da produção de lodo, aliado à sua baixa relação C/N, têm causado dificuldades às usinas de compostagem, sobretudo pela falta de materiais vegetais nas quantidades necessárias para estabilizar todo o lodo recebido em leiras com uma relação C/N adequada, isto é, entre 25 e 35 (OLIVEIRA et al., 2017).

Diante desse cenário, a digestão anaeróbia pode ser uma estratégia promissora, pois permite a estabilização e a reciclagem da energia e dos nutrientes contidos nos resíduos orgânicos biodegradáveis, por meio do biogás/metano e biofertilizante. O metano é considerado uma fonte de energia renovável com potencial capacidade de complementar matrizes energéticas, de modo a reduzir a dependência dos combustíveis fósseis e, desta forma, minimizar alterações climáticas relacionadas à emissão de gases de efeito estufa e equacionar problemas de segurança energética pela diversificação de matrizes energéticas

(EBNER et al., 2016; MAZARELI et al., 2016). O biofertilizante é um insumo agrícola, visto que possui macro e micronutrientes mineralizados ou parcialmente disponíveis, ampla diversidade de microrganismos benéficos ao solo, matéria orgânica, substâncias húmicas, fitoestimulantes químicos e boas condições sanitárias, corroborando para melhorias na relação solo-planta (TEJADA et al., 2014; TEJADA et al., 2016).

De modo geral, lodos são bons substratos para a digestão anaeróbia, uma vez que contêm percentagem de nitrogênio suficiente para prover a necessidade nutricional dos microrganismos envolvidos, inserir capacidade de tamponamento no meio e melhorar a qualidade agrônômica do biofertilizante. Ainda que conveniente, monodigestões de lodos podem não atingir produções satisfatórias de metano, devido à sua possível deficiência de carbono e ao risco de inibição das bactérias metanogênicas pelo excesso de nitrogênio amoniacal (MCLEOD et al., 2015; ELSAYED et al., 2016). Dessa forma, a codigestão, isto é, a inserção de uma fonte de carbono, pode compensar as deficiências do lodo, de modo a promover uma sinergia entre os substratos e, conseqüentemente, diluir possíveis elementos inibidores e aumentar tanto o potencial de produção de metano como a estabilidade do sistema (ALATRISTE-MONDRAGÓN et al., 2006).

Dentre as biomassas que podem fornecer esse incremento de carbono, amiláceas tuberculosas se destacam em função do seu elevado teor de amido (carboidratos facilmente hidrolisáveis). A batata-doce industrial é um cultivar novo e promissor ao setor energético, sobretudo à produção de etanol, pois sua produtividade e teor de amido são consideravelmente superiores aos da batata-doce convencional (SILVEIRA et al., 2007). A batata-doce industrial não é adequada à alimentação humana; portanto, não compete com a batata-doce convencional. As batatas-doces convencionais, quando desformes, pequenas ou muito grandes, são destinadas à alimentação animal ou se tornam resíduo e são encaminhadas aos aterros. Uma forma inédita de aproveitar esses rejeitos de batata-doce seria a sua reciclagem energética. Neste trabalho foi utilizada a batata-doce convencional, quando essas eram tratadas como refugo pela Central de Abastecimento (CEASA) de Cascavel, PR, por não atenderem padrões estéticos de qualidade de mercado.

Diante do exposto, este trabalho visou avaliar a codigestão anaeróbia como tecnologia de reciclagem do lodo de flotador do abate de frangos com a batata-doce como cosubstrato, explorando o valor energético e agrônômico do biogás e do biofertilizante, bem como o desempenho do processo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a codigestão anaeróbia como tecnologia de reciclagem do lodo de flotador do abate de frangos com batata-doce em diferentes proporções, de modo a explorar o valor energético do biogás e agrônômico do biofertilizante, bem como a eficiência e a estabilidade do processo em ensaios batelada e semicontínuo.

2.2 Objetivos específicos

- I. Avaliar o desempenho da codigestão anaeróbia do lodo de flotador do abate de frangos com quantidades crescentes de batata-doce (0, 20, 40, 60, 80 e 100%) em reatores de bancada operados em sistema batelada para determinar a melhor mistura entre os substratos;
- II. Avaliar o efeito do aumento do lodo e da batata-doce sobre o potencial de produção de biogás e metano, a eficiência e a estabilidade do processo de codigestão anaeróbia em reatores de fluxo semicontínuo com recirculação do digestato;
- III. Realizar análise de viabilidade econômico-financeira da implantação de um sistema integrado de codigestão anaeróbia entre o lodo e batata-doce em cenários reais, considerando dados do ensaio semicontínuo para determinar qual mistura é economicamente mais atrativa.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Aspectos gerais da produção de frango de corte

Na atualidade, a avicultura de corte é uma das atividades mais desenvolvidas da agroindústria mundial e brasileira. Segundo Vieira e Dias (2005), a avicultura é uma atividade econômica internacionalizada e uniforme, sem fronteiras geográficas de tecnologia.

A criação mais expressiva de frangos de corte data de 1940, impulsionada pela necessidade de uma fonte proteica alternativa, rápida e nutritiva para alimentar a população dos países envolvidos na Segunda Guerra Mundial, visto que, na época, as carnes vermelhas disponíveis destinavam-se à alimentação dos soldados envolvidos no combate. Antes deste período, a atividade era conduzida de forma rudimentar e apresentava pouca relevância econômica (COSTA; GARCIA; BRENE, 2015).

A partir da década de 40, pesquisas voltadas a novas linhagens de galináceas, formulações de rações e medicamentos específicos para aves tiveram início. No Brasil, os índices de produtividade começaram a crescer acentuadamente da década de 60 em diante, tornando a avicultura brasileira um complexo industrial. Essa evolução se deu principalmente em função de avanços científicos que trouxeram melhorias à genética, nutrição, manejo, sanidade e ambiência das aves, bem como à integração de unidades produtivas (TAVARES; RIBEIRO, 2007).

Prova disso é a melhoria gradativa da produtividade de carne de frango de corte ao longo do tempo. A União Brasileira da Avicultura (UBABEF) avalia a produtividade por meio de três principais indicadores, sendo estes: o índice de conversão alimentar, que consiste na quantidade de ração necessária para produzir um quilograma de frango vivo; o peso médio da ave; e a idade média de abate do frango. Na Tabela 1 são apresentados estes indicadores de 1960 a 2010.

Tabela 1 Índices de produtividade de carne de frango de corte de 1960 até 2010.

Índice de produtividade	1960	1970	1980	1990	2000	2010
Conversão alimentar (kg)	2,25	2,15	2,05	2,00	1,88	1,75
Peso vivo (Kg)	1,60	1,70	1,80	1,94	2,25	2,30
Idade média de abate (dias)	56	49	48	47	43	41

Fonte: UBABEF (2011).

A Tabela 1 evidencia que ao longo das décadas, menores quantidades de ração passaram a produzir mais carne, ao passo que o peso vivo das aves foi aumentando em menos tempo (idade média de abate). Esses fatores corroboram para o aumento da produtividade e, conseqüentemente, influenciam diretamente no âmbito econômico.

Atualmente, a carne de frango é a segunda proteína animal mais consumida no mundo e, de acordo com projeções da OCDE/FAO (2012), na década de 2020, ela passará a ser a mais consumida, superando a carne suína.

Somente em 2017, a produção do setor avícola mundial foi de 88,718 milhões de toneladas de carne. Neste mesmo ano, a produção total do Brasil foi de 12,9 milhões de toneladas, ficando atrás apenas dos Estados Unidos no *ranking* mundial de produção de carne de frango (Figura 1a). Deste montante produzido, 66% foram absorvidos pelo mercado interno e 34% foram exportados, garantindo ao Brasil o primeiro lugar no *ranking* mundial de exportação de carne de frango (Figura 1b). Somente as exportações renderam 6.848 milhões de dólares de receita ao país (ABPA, 2017), e a expectativa para a posteridade é que as exportações de carne de frango cresçam a uma taxa de 3,6% ao ano, implicando em retornos financeiros crescentes ao setor (MAPA, 2015).

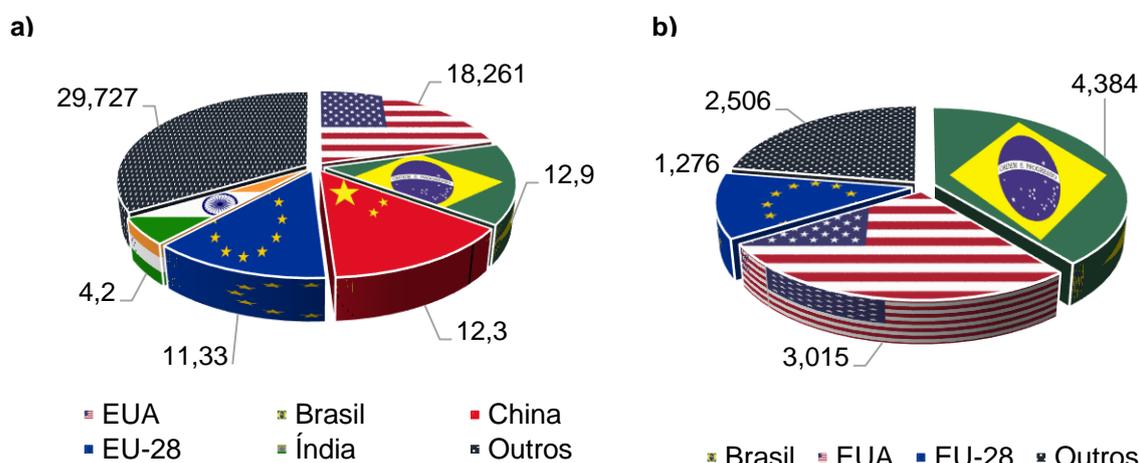


Figura 1 Maiores produtores (a) e exportadores (b) de carne de frango em 2016, em milhões de toneladas.

Nota: EU-28 – Os 28 países que compõem a União Europeia.

Fonte: Modificado de ABPA (2017).

De acordo com Costa, Garcia e Brene (2015), a queda do preço da carne de frango, o aumento da renda média populacional e mudanças nos hábitos alimentares visando melhor qualidade de vida, culminaram em um aumento constante do consumo de carne de frango no mundo. Este relato também se aplica ao Brasil, que em 2007 apresentou consumo per capita de carne de frango de 37,02 kg hab.ano⁻¹, e em 2016 41,10 kg hab.ano⁻¹ (ABPA, 2017).

Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul foram responsáveis por pouco mais de 33, 16 e 14%, respectivamente, da produção total brasileira de 2016. Depois do Sul, o Sudeste e o Centro-Oeste são as regiões brasileiras que mais abatem aves (Figura 2), e a projeção para a produção é de crescimento, devido a aumentos previstos no consumo per capita e na exportação da carne de frango (RODRIGUES et al., 2014).



Figura 2 Porcentagem de abate de frangos por Estados do Brasil sobre a produção total do país em 2016 (12,9 milhões de toneladas).

Fonte: Modificado de ABPA (2017).

A expressiva produção do Sul, sobretudo do Paraná, está relacionada com a expansão das culturas de soja e milho na região, que são insumos básicos para a formulação das rações das aves, e às diversas cooperativas e agroindústrias instaladas no estado. Dentre elas, destacam-se pela grande exportação: JBS, Copacol, C.Vale, Cooperativa Agroindustrial Lar, Coopavel e Copagril (ABPA, 2017).

A produtividade elevada é benéfica à economia do país, uma vez que movimenta negócios da ordem de milhões de dólares, por meio da comercialização interna e externa do produto e da geração direta e indireta de empregos para milhões de brasileiros. Entretanto, a cadeia produtiva do frango de corte gera quantidades representativas e crescentes de resíduos sólidos, líquidos e gasosos potencialmente poluidores.

A cadeia produtiva do frango de corte pode ser organizada em quatro principais fases: matrizeiro, incubatório, crescimento/engorda e abate; dentro destas quatro fases, grandes quantidades de resíduos são geradas.

No matrizeiro, os ovos que seguem ao incubatório são originados. Conseqüentemente, há a geração de resíduos como dejetos das aves de postura, principalmente. O incubatório é a unidade produtiva responsável pelo desenvolvimento embrionário dos ovos férteis. No processo de incubação ocorrem perdas, as quais originam os resíduos de incubatório. Basicamente, estes resíduos consistem em cascas de ovos,

invólucro do embrião, ovos não eclodidos, ovos inférteis e pintainhos mortos ou com má formação (KOBASHIGAWA; MURAROLLI; GAMEIRO, 2008).

Após a eclosão, as aves saudáveis ficam alojadas em ambientes confinados durante o período de crescimento e engorda. Por questões práticas e sanitárias, nesta fase é muito comum a utilização de cama nos aviários, material caracteristicamente volumoso (maravalha ou cascas de arroz, trigo, amendoim, entre outras) que incorpora as dejeções das aves, restos de alimento, água, plumas e penas. Com o passar do tempo, essa cama satura e precisa ser removida, originando o resíduo conhecido como cama de frango (NASCIMENTO, 2011). Além disso, as carcaças geradas no decorrer da engorda também configuram resíduos da cadeia.

Ao atingir cerca de 2,5 kg, as aves são encaminhadas para os abatedouros e/ou frigoríficos. Nesta etapa, as aves são mortas, sangradas, escaldadas, depenadas e evisceradas. Os materiais desse processo que não têm valor comercial, como sangue, gordura e vísceras, são classificados como resíduo de abate (SUNADA et al., 2015).

Os impactos adversos associados a todos esses resíduos devem ser minimizados, de forma que não representem riscos à coletividade e ao meio ambiente. A Lei Federal 6.905 estabelece que lançar resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em níveis tais que resultem ou possam ocasionar danos à saúde pública e mortandade significativa da fauna e da flora é crime ambiental (BRASIL, 1998). Por isso, os resíduos devem receber tratamento e destinação final ambientalmente adequada, vislumbrando práticas sustentáveis como a reciclagem e o aproveitamento energético (BRASIL, 2010).

Neste sentido, a compostagem e a biodigestão anaeróbia, entre outras, se enquadram como tecnologias sustentáveis de estabilização destes resíduos. Dentre estas alternativas, a biodigestão anaeróbia se destaca por permitir o aproveitamento energético dos resíduos por meio do biogás, um combustível considerado renovável.

Sunada et al. (2015) realizaram compostagem de resíduos sólidos de abatedouro avícola e observaram que a tecnologia se mostrou eficaz na estabilização destes materiais. Carneiro et al. (2013) realizaram compostagem de diversos resíduos agroindustriais, dentre eles, o resíduo de incubatório e lodo de abatedouro de aves. Matter et al. (2011) realizaram codigestão anaeróbia entre resíduo de incubatório e água residuária de suinocultura e obtiveram produções satisfatórias de biogás em reatores tipo batelada. Orrico Júnior et al. (2010a) fizeram compostagem de carcaças de aves e cama de frangos e relataram que tal tecnologia foi eficiente para a estabilização e o aproveitamento desses resíduos. Orrico Júnior et al. (2010b) realizaram digestão anaeróbia de cama de frango com carcaças e não obtiveram grande eficiência na produção de biogás.

Novak et al. (2016) realizaram o levantamento do potencial energético de águas residuárias oriundas do abate de frango de 2013 no Brasil e no Paraná, conforme exposto na Tabela 2.

Tabela 2 Potencial energético brasileiro e paranaense de águas residuárias provenientes do abate de frango em 2013

Região geográfica	Brasil	Paraná
Produção anual processada (toneladas)	12.759.627,90	3,863,517,37
Produção anual de resíduos (m ³ ano ⁻¹)	165.875.162,70	50.225.725,81
Potencial de Produção de biogás (m ³ ano ⁻¹)	1.310.413.785,33	396.783.233,90
Potencial Energético (GWh ano ⁻¹)	1.873,89	567,40

Fonte: Modificado de Novak et al. (2016).

Os dados dos autores apontam que com tais resíduos poderiam ter sido produzidos 567,4 GWh.ano⁻¹ de energia elétrica no Paraná, por meio da conversão do biogás. Sabendo que um paranaense consome em média 2.604 kWh/ano de energia elétrica (EPE, 2014), pode-se constatar que o potencial de biogás gerado somente pelas águas residuárias do abate de aves do estado seria suficiente para abastecer um município de 217.895 paranaenses.

Os números refletem um grande potencial energético contido nos resíduos de abate de frango que não é aproveitado. Em outras palavras, recursos financeiros estão sendo desperdiçados, uma vez que o agronegócio é extremamente dependente de energia e, na maioria das vezes, os geradores pagam aos aterros industriais ou usinas de compostagem para receberem seus resíduos.

Segundo Cuetos et al. (2008), o abate é uma das etapas do processamento de carnes responsável por gerar resíduos com grandes riscos de contaminação ambiental e biológica. Dentre os resíduos do abate de frango, o lodo de flotador precisa ser melhor estudado, visto que suas características específicas dificultam a transformação dele em outros produtos (YOON et al., 2014). Esse material resulta do tratamento físico ou físico-químico (coagulação química, floculação e flotação, por exemplo) das águas residuárias provenientes das diversas etapas do abate (sangria, depenamento por escalda, evisceração e preparação das carcaças), denominada de “linha vermelha”. Os flotadores são utilizados para separar os sólidos em suspensão do efluente líquido por meio de microbolhas que arrastam o material particulado até a superfície, onde são concentrados e removidos por raspadores mecânicos. O material removido segue até uma centrífuga trifásica que o fraciona em água, óleo e lodo.

O lodo de flotador é rico em materiais lipídicos (triglicerídeos e ácidos graxos caracterizados por longas cadeias carbônicas, tais como óleos, gorduras e graxas). Entretanto, em função da grande quantidade de proteínas e aminoácidos advindos do sangue das aves abatidas (CUETOS et al., 2017), a relação C/N do lodo é baixa (≈ 7) (COSTA et al., 2017). A compostagem tem sido utilizada como tecnologia de estabilização desse e dos demais resíduos da cadeia produtiva do frango de corte no Sul do Brasil. Porém, o aumento da produção de lodo aliado à sua baixa relação C/N têm causado dificuldades às usinas de compostagem, sobretudo pela falta de materiais vegetais nas quantidades necessárias para

estabilizar todo o lodo recebido em leiras com uma relação C/N adequada (entre 25 e 35) (OLIVEIRA et al., 2017).

De modo geral, lodos são bons substratos para a digestão anaeróbia, uma vez que contêm considerável percentagem de nitrogênio, que pode prover a necessidade nutricional das bactérias, a capacidade de tamponamento do meio e melhorar a qualidade agrônômica do biofertilizante. Embora conveniente e viável, a digestão anaeróbia individual com lodos pode não atingir produções satisfatórias de metano, devido à sua possível inibição das bactérias metanogênicas pelo excesso de amônia livre quando o pH do meio reacional se eleva à faixas alcalinas (MCLEOD et al., 2015; ELSAYED et al., 2016).

Diante do exposto, é possível inferir que a digestão anaeróbia realizada unicamente com o lodo talvez não seja uma estratégia segura. Por outro lado, pensar na codigestão anaeróbia do lodo com uma fonte adicional de carbono pode tornar a tecnologia aplicável e relevante, tanto pela gestão ambiental do resíduo, quanto pelo seu aproveitamento energético e nutricional.

3.2 Batata-doce como fonte suplementar de carbono

A batata-doce é um vegetal dicotiledônio, pertencente à ordem Solanales, da família Convolvulaceae, cujo gênero é *Ipomoea* e a espécie é *batatas* (L.) Lam. Suas variedades podem externar as cores roxa, amarela e branca (FURLANETO et al., 2012; SENANAYAKE et al., 2013). Nativa das Américas do Sul e Central e produzida em larga escala em países tropicais e subtropicais, a batata-doce é um alimento substancial que se sobressai no cenário da agricultura mundial, sobretudo em países asiáticos, africanos e latino americanos (SOARES et al., 2014; GUO et al., 2014; VELHO, 2016).

O Brasil se destaca como maior produtor da América Latina, com mais de 40.000 hectares de área plantada, com produção de 505.350 toneladas de batata-doce e um rendimento médio de 13.091 kg ha⁻¹ (IBGE, 2013; AMAL; ANANY, 2014). Segundo Murilo (1990) e Peressin e Feltran (2014), a batata-doce é a quarta hortaliça mais consumida pela população brasileira, superada apenas pela batata inglesa, tomate e abóbora.

De acordo com Miranda et al. (1995), a batata-doce é cultivada em todas as regiões do Brasil, entretanto, as maiores produções ocorrem nas regiões Sul e Nordeste, especialmente nos estados do Rio Grande do Sul e Sergipe, sendo que no ano de 2013 estas regiões produziram 227.354 e 142.053 toneladas da hortaliça, respectivamente (IBGE, 2013).

A produtividade, bem como a composição nutricional da batata-doce variam de acordo com a variedade do cultivar, tipo de solo, condições climáticas, época de colheita, grau de maturação, fertilidade do solo, grau de crescimento da raiz, condição de manejo após a colheita e armazenamento dos tubérculos (OLUKUNGLA, 2006). Em cultivos rudimentares,

a batata-doce apresenta produtividade entre 4 a 6 t ha⁻¹, mas esses números podem ser aumentados para 15 t ha⁻¹ sob condições de rega, e atingir facilmente níveis de 25 a 30 t ha⁻¹ se práticas de manejo agrônômico forem aplicadas adequadamente (ANDRADE JÚNIOR et al., 2012; YAHAYA et al., 2015; SILVA et al., 2015).

Segundo Cardoso et al. (2005), o potencial de produção da batata-doce é alto, por ser uma das plantas com maior capacidade de produzir energia por unidade de área e tempo, isto é, a planta é altamente eficiente na conversão de energia solar em energia química e, por isso, seus ciclos são relativamente curtos (cinco a seis meses), podendo resultar em duas safras por ano (SILVEIRA, 2008; VELHO, 2016).

As características nutricionais da batata-doce, as tornam amplamente empregadas na alimentação humana e, quando disformes (muito pequenas ou muito grandes), na alimentação de animais e na produção de biocombustível. De acordo com Pedrosa (2012), a raiz da batata-doce possui alto teor de carboidratos solúveis, amido e açúcares. Andrade Júnior et al. (2012) realizaram uma breve caracterização de 12 cultivares de batata-doce e observaram que de 16 a 24% da matéria seca da raiz corresponde a amido, de 2,3 a 3,5% são açúcares totais e quantidades mínimas de fibras e proteínas. Em outras palavras, pode-se inferir que a raiz da batata-doce é uma fonte de carbono altamente lábil, passível de equilibrar a baixa relação C/N do lodo de flotador oriundo do abate de frango e maximizar a produção de biogás. Com relação às ramas, os autores mencionados relatam que, em função do seu elevado teor de proteína bruta e de sua boa digestibilidade, podem ser usadas, principalmente, na alimentação de gado leiteiro, tanto na forma fresca como na forma de silagem.

Wellinger, Murphy e Baxter (2013) acrescentam que batatas em geral apresentam excelente biodegradabilidade anaeróbia e produção de metano variando entre 275 a 400 m³ kg SV⁻¹. Contudo, não há disponível na literatura, estudos da cultura em codigestão anaeróbia com resíduos como o lodo de flotador oriundo do abate de frangos.

Dentre as diversas fontes de biomassa ricas em carbono, a batata-doce se destaca pelos aspectos quantitativos e qualitativos supracitados. Além disso, a batata-doce é uma hortaliça de raiz tuberosa rústica, de cultivo pouco exigente, extremamente adaptada às condições climáticas dos trópicos, resistente a pragas e apresenta baixo custo de produção (MIRANDA et al., 1995).

Existem trabalhos explorando o potencial da raiz da batata-doce ser utilizada como matéria-prima para produção de etanol, justamente por sua grande quantidade de carboidratos (GONÇALVES NETO et al., 2011; LOPES, 2013; TABORDA et al., 2015). Modificações genéticas foram e continuam sendo estudadas para o desenvolvimento de cultivares específicos voltadas à produção de biocombustíveis – as chamadas batatas-doces industriais. Segundo Silveira et al. (2007), as batatas-doces industriais são disformes de tamanhos irregulares, apresentam ciclos de produção mais rápidos (quatro a cinco meses),

podem ficar sob o solo por até um ano, e após a colheita ficar armazenadas por até dois meses sem perdas de qualidade. São ainda mais produtivas e seus tubérculos apresentam maior concentração de amido (30,2%). Estima-se que 1 tonelada de batata-doce industrial pode ser convertida em 160 L de etanol e 150 kg de massa proteica, ideal para produção de rações para animais (MILÉSKI, 2016). Essa série de características corroboram para o aumento da competitividade das batatas-doces industriais no setor de culturas energéticas.

As batatas-doces industriais, devido às suas modificações genéticas, não se destinam ao consumo humano e, portanto, não competem com as batatas-doces convencionais no ponto de vista alimentar. Entretanto, neste trabalho foram utilizadas as batatas-doces convencionais quando estas não atendiam padrões estéticos de qualidade de mercado, pois eram consideradas como refugos/rejeitos pela a Central de abastecimento de Cascavel-PR. Se não comercializadas por um valor irrisório, se tornam resíduo e são destinadas ao aterro sanitário do município.

3.3 Codigestão anaeróbia: sinergia entre os substratos

Codigestão nada mais é que a digestão anaeróbia realizada a partir de misturas de dois ou mais substratos (resíduos ou biomassas), que se complementem sinergeticamente, para assim, maximizar os rendimentos de metano. Quando os rendimentos de metano aumentam, a viabilidade econômica das unidades de biogás se torna mais atrativa e as aplicações podem ser mais nobres, como combustível de automóveis e geração de energia elétrica, por exemplo (ALONSO; RÍO; GARCÍA, 2016).

Segundo Alatríste-Mondragón et al. (2006), a tecnologia de codigestão é benéfica porque a combinação harmônica dos substratos pode diluir compostos inibidores e/ou tóxicos, aumentar o teor de material orgânico e macro e micronutrientes no interior do reator, contribuindo na melhor utilização de seu volume, no reforço da estabilidade das reações bioquímicas nos reatores, na adequação da relação C/N e no aumento da diversidade microbiológica do sistema.

Além disso, a codigestão, assim como pré-tratamentos químicos, mecânicos, térmicos e ultrassonográficos, também pode ser considerada como uma estratégia capaz de melhorar a biodegradabilidade de substratos de difícil degradação, cuja natureza é mais recalcitrante, sobretudo pelos possíveis aumentos de microrganismos e produção de enzimas. A melhoria da biodegradabilidade reflete em maior eficiência de estabilização e taxas de produção de biogás maiores (MARAÑÓN et al., 2012).

De acordo com Jende et al. (2015), carboidratos, proteínas e lipídios, quando biodigeridos individualmente, apresentam produções de metano de 0,72, 0,83 e 1,43 m³ kg.SV⁻¹, com tores de metano de 50, 72 e 70%, respectivamente. Quando essas moléculas

são submetidas à codigestão anaeróbia em proporções adequadas, ocorre uma sinergia entre elas que proporciona maior estabilidade ao processo e os aspectos quanti e qualitativos relacionados ao biogás se somam.

Aboudi et al. (2016) estudaram a codigestão anaeróbia de resíduos de beterraba sacarina e estrume de vaca nas proporções 100:0, 75:25, 50:50, 25:75 e 0:100. Os autores observaram que a codigestão equilibrou a relação C/N e proporcionou melhoria na alcalinidade do meio. Além disso, houve também incremento significativo na produção de metano. O tratamento 100% de resíduo de beterraba produziu $308,8 \pm 15,6$ mL CH₄ g SV_{adicionados}⁻¹ e o tratamento 100% de esterco produziu $447,1 \pm 21,8$ mLCH₄ gSV_{adicionados}⁻¹, ao passo que o tratamento 50:50 (melhor tratamento observado pelos autores) produziu $560,1 \pm 6,4$ mLCH₄ g SV_{adicionados}⁻¹.

Lansing et al. (2010) estudaram a codigestão anaeróbia de dejetos animais (vaca e suíno) com óleo e observaram que a adição de até 5% de óleo (em relação ao volume de substrato) é positiva, pois pode dobrar a produção de biogás.

Orrico et al. (2015) estudaram a codigestão anaeróbia de dejeções suinícolas e óleo de descarte em ensaio batelada e concluíram que inclusões de óleo entre 5 e 6% (em relação as concentrações de sólidos totais do substrato), melhoram os rendimentos de biogás e as reduções dos constituintes poluentes dos resíduos.

Frente ao exposto, pode-se inferir que a biodegradabilidade das substâncias lipídicas e proteicas do lodo proveniente do abate de frangos poderá ser melhorada com os carboidratos hidrossolúveis da batata-doce, aumentando o rendimento da produção de metano. Contudo, é necessário estudar qual(is) será(ão) a(s) proporção(ões) ótima(s) de lodo e batata-doce para obter tais resultados.

3.4 Digestão anaeróbia: processo, parâmetros de influência e subprodutos

A digestão anaeróbia é um processo biológico, no qual consórcios de microrganismos específicos metabolizam materiais orgânicos por meio de complexas reações bioquímicas que ocorrem na ausência de oxigênio livre. Ao longo do processo, compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídios são transformados em substâncias mais simples, até a formação de gases. Estes gases se desprendem do meio, que geralmente é líquido, originando o biogás, constituído principalmente de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Dessa forma, parte da matéria orgânica carbonácea é removida da fase líquida e transferida para fase gasosa, proporcionando a estabilização da água residuária (CHERNICHARO, 1997; FORESTI et al., 1999).

Essas transformações do material orgânico complexo via digestão anaeróbia acontecem em quatro fases sequenciais, sendo elas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e

metanogênese (FORESTI et al., 1999; JAIN et al., 2015; BHARATHIRAJA et al., 2016; KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016).

Segundo Bharathiraja et al. (2016), na primeira fase, grupos de bactérias fermentativas excretam enzimas que hidrolisam compostos orgânicos complexos, tornando-os solúveis. Em outras palavras, enzimas como celulase, celobiase, xilanase, amilase, α -glucosidase, entre outras, catalisam a quebra de carboidratos a mono e dissacarídeos solúveis; a protease transforma proteínas em aminoácidos; e a lipase degrada lipídios a ácidos graxos de cadeias carbônicas com 15 a 19 carbonos e glicerol.

A hidrólise é uma fase importante para o processo, pois ela impõe a velocidade global de degradação da digestão anaeróbia como um todo. Sua duração depende das características dos resíduos, sendo os açúcares hidrolisados em horas e as proteínas e os lipídios em dias ou semanas. Em função da maior recalcitrância de alguns resíduos, tais como gorduras, celulose e lignina, é comum aplicar pré-tratamentos para melhorar a eficiência e reduzir o tempo da hidrólise (HARRIS et al., 2015; JAIN et al., 2015; MENG et al., 2017; ZEYNALI et al., 2017).

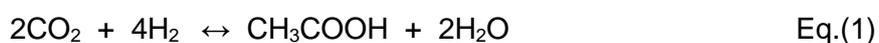
Posteriormente, na acidogênese, os produtos da hidrólise são absorvidos, metabolizados e expelidos pelas bactérias acidogênicas na forma de substâncias orgânicas ainda mais simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (de dois a seis carbonos, tais como os ácidos acético, pirúvico, propiônico, butírico, valérico, fórmico, capróico, entre outros), álcoois e compostos minerais como CO_2 , hidrogênio gasoso (H_2), amônia (NH_3) e gás sulfídrico (H_2S). Gêneros de bactérias como *Lactobacillales*, *Acetobacter*, *Clostridium*, são atuantes na fase acidogênica (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016). Aboudi et al. (2016) observaram que se os ácidos voláteis supracitados forem consumidos nas fases subsequentes a uma taxa inferior da qual são produzidos, ocorrem acúmulos que podem colapsar o sistema por acidificação, seguidos da queda do pH.

Na sequência, os produtos da acidogênese são transformados principalmente em acetato, CO_2 e H_2 por reações endotérmicas. Nesta fase, dois grupos de bactérias são atuantes. As bactérias sintróficas acetogênicas transformam ácidos orgânicos em álcoois, ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono (Quadro 1). Já as bactérias homoacetogênicas utilizam o hidrogênio e o dióxido de carbono para a produção de ácido acético (Equação 1).

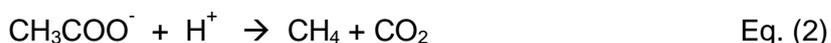
Quadro 1 Reações químicas das possíveis degradações que ocorrem na acetogênese

Produtos da acidogênese	Reações químicas da acetogênese
Ácido fórmico	HCOOH
Ácido acético	CH ₃ COOH
Ácido propiônico	CH ₃ (CH ₂)COOH + 2H ₂ O ↔ CH ₃ COOH + CO ₂ + 3H ₂
Ácido butírico	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH + 2H ₂ O ↔ 2CH ₃ COOH + 2H ₂
Ácido valérico	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH + 2H ₂ O ↔ CH ₃ COOH + CH ₃ (CH ₂)COOH + 2H ₂
Ácido isovalérico	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ COOH + HCO ₃ H + H ₂ O ↔ 3CH ₃ COOH + H ₂
Ácido capríco	CH ₃ (CH ₂) ₄ COOH + 4H ₂ O ↔ 3CH ₃ COOH + 5H ₂
Glicerina	C ₃ H ₈ O ₃ + H ₂ O ↔ CH ₃ COOH + 3H ₂ + CO ₂
Ácido láctico	CH ₃ CHOHCOO + 2H ₂ O → CH ₃ COOH + HCO ₃ + 2H ₂
Etanol	CH ₃ (CH ₂)OH + H ₂ O → CH ₃ COOH + 2H ₂

Fonte: Adaptado de Deublein e Steinhauser (2008).



Por fim, na metanogênese, o metano pode ser produzido pela descarboxilação do acetato (Equação 2), realizada por arqueas metanogênicas acetotróficas (*Methanosarcina*, por exemplo), ou pela redução de CO₂ pelo H₂ (Equação 3), realizada por bactérias metanogênicas hidrogenotróficas (*Methanobacterium* e *Methanospirillum*, por exemplo) (FORESTI et al., 1999).



Jain et al. (2015) relataram que cerca de 70% do CH₄ produzido nesta última fase, advém da via acetoclástica. Contudo, Kunz, Amaral e Steinmetz (2016) atentam para o fato de que este percentual pode ser mais dinâmico em função do resíduo ou substrato, visto que as metanogênicas acetoclásticas são sensíveis a oscilações de pH e elevadas concentrações de NH₃, características de biomassas agroindustriais que podem favorecer a formação de CH₄ pela via hidrogenotrófica.

Como a digestão anaeróbia é realizada por grupos diversificados de microrganismos, qualquer fator que influencie na fisiologia deles poderá afetar o desempenho do processo. Interferências adversas refletem diretamente em menores produções de biogás, biogás com alto teor de impurezas e maior tempo para a estabilização dos resíduos. Por isso, para que a fermentação seja eficiente é importante considerar, ou mesmo controlar, parâmetros como temperatura, nutrientes, relação C/N, teor de sólidos, ácidos voláteis, alcalinidade, pH, inóculo, entre outros (ROMERO-GUIZA et al., 2016).

3.4.1 Temperatura

A temperatura está diretamente correlacionada à cinética das reações bioquímicas que acontecem na digestão anaeróbia, tanto por influenciar na solubilização dos substratos, tornando-os mais disponíveis, quanto por acelerar o metabolismo e o crescimento de células bacterianas, aumentando a dinâmica populacional do reator. Portanto, a temperatura reflete diretamente no tempo de estabilização do resíduo e na produção do biogás.

Dependendo do substrato, a taxa de geração de metano em sistemas termofílicos pode ser 25-50% maior do que em sistemas mesofílicos, permitindo tempos de retenção mais curtos e rápida eliminação de patógenos. Entretanto, sistemas termofílicos, além de aumentar os custos operacionais, tendem a ser mais frágeis devido a maior propensão a acumular ácidos graxos voláteis e a formar amônia livre, que são fortes agentes inibidores da atividade metanogênica (WELLINGER; MURPHY; BAXTER, 2013).

A faixa de temperatura mesofílica é a mais indicada para o processo de digestão anaeróbia, primeiro porque abriga maior diversidade de microrganismos metanogênicos e segundo, porque é menos susceptível às inibições (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). Costa et al. (2016) realizaram biodigestão anaeróbia de dejetos de novilhos superprecoces em temperaturas controladas e observaram que as maiores produções de biogás ocorreram em faixas de temperaturas mesofílicas.

Oscilações abruptas de temperatura (± 2 ou 3 °C), seja na faixa psicrófila (em torno de 15 °C), mesofílica (25 a 42 °C) ou termofílica (acima de 42 °C), podem debilitar o desempenho dos microrganismos metanogênicos, impactando a produção de biogás. Por essa razão, regiões com grande amplitude térmica podem apresentar produção desuniforme de biogás (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016).

Suto et al. (2006) relatam que a digestão anaeróbia de resíduos lipídicos sob baixas temperaturas pode reduzir a capacidade de degradação ácidos graxos de cadeias longas e aumentar a formação de espumas que podem reter o biogás na fase líquida do reator.

3.4.2 Nutrientes e sólidos

Os nutrientes são essenciais à sobrevivência das bactérias envolvidas na digestão anaeróbia, que são quimioheterotróficas. Dentre os macronutrientes destacam-se o carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S) pelas importantes funções celulares que desempenham, tais como fornecimento de energia, formação de novas células e movimentação. Wellinger, Murphy e Baxter (2013) relataram que a relação ideal de C:N:P:S para a produção de metano é 600:15:5:3. Além dos macronutrientes, micronutrientes como ferro (Fe), níquel (Ni), cobalto (Co), molibdênio (Mo), zinco (Zn), manganês (Mn) e cobre (Cu)

também são de suma importância ao processo, visto que são imprescindíveis ao metabolismo celular e à produção de enzimas (CHOONG et al., 2016).

Reatores operados com substratos com baixa relação C/N geralmente produzem menores teores de biogás em função da menor quantidade de carbono, porém, são altamente tamponados e estáveis. Por outro lado, altas relações C/N, apesar de produzirem maior volume de biogás, tendem a ser instáveis e sensíveis (LUCAS JÚNIOR, 1987). O autor ainda relata que a relação C/N ideal do substrato a ser submetido a biodigestão varia em torno de 16:1.

Dai et al. (2016) observaram que, na codigestão anaeróbia de azevém perene com lodo de estação de tratamento de esgoto, foi produzida maior quantidade de biogás com maior concentração de metano em condições de pH alcalino e relações C/N entre 16/1 a 19/1.

As baixas relações C/N estão associadas a resíduos ricos em ureia e proteínas. A fermentação de materiais ricos em nitrogênio pode acarretar na produção elevada de amônia livre nos reatores, em concentrações tais que ela deixa de ser um nutriente e passa a ser considerada como inibitória ou tóxica às arqueas metanogênicas (GARCIA; ANGENENT, 2009).

Outro fator preponderante na digestão anaeróbia é a concentração de sólidos no meio reacional. Os sólidos totais constituem-se de sólidos fixos (minerais) e voláteis (orgânicos). Os sólidos voláteis correspondem à fração passível de ser convertida em biogás.

Segundo Poulsen (2003), processos de digestão anaeróbia de resíduos de origem animal são otimizados quando a concentração de sólidos totais é superior a 3% e inferior a 12%, em base seca. Dependendo do substrato e do modelo de reator, o sistema admite até 25% de sólidos (com agitação). Concentrações de sólidos totais elevadas podem causar problemas de ordem operacional, como entupimento, formação exacerbada de lodo, dificuldade de solubilização e acidificação por excesso de material orgânico.

Os teores de sólidos totais do afluente são maiores que a do efluente, inclusive alguns autores utilizam a porcentagem de remoção de sólidos como um parâmetro de eficiência de tratamento e produtividade de biogás. Fernandez, Perez e Romero (2008) realizaram digestão anaeróbia de resíduos sólidos municipais e relataram que, quando a concentração de sólidos totais aumentou de 20% para 30%, a remoção de DQO diminuiu de 80,69% para 69,05%. Acrescentam ainda que com o teor de 30% de sólidos a produção de metano foi de 17% inferior do que a 20% de sólidos.

3.4.3 pH: acidez e alcalinidade

O pH é um parâmetro dinâmico ao longo da digestão anaeróbia, que pode inibir ou favorecer grupos específicos de bactérias conforme é reduzido ou aumentado. Tal parâmetro assume grande relevância na digestão anaeróbia porque pode afetar o metabolismo dos

microrganismos, bem como alterar o equilíbrio químico das reações enzimáticas e a integridade das enzimas.

No início da fase fermentativa, com a formação de ácidos, o pH do meio é reduzido a 6 ou menos, causando grande produção de CO_2 . Depois de aproximadamente três semanas, o pH tende a começar a aumentar na medida que os ácidos voláteis são degradados a CH_4 (SUTARYO et al., 2012; ZONTA et al., 2013).

As bactérias acidogênicas se adaptam bem a oscilações de pH e, por isso, conseguem se desenvolver em faixas de 4 a 8,5. Por outro lado, as arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis a variações de pH e apresentam melhor atuação em faixas de 6,7 a 7,5. Valores de pH inferiores a 6,5 inibem o crescimento das arqueas produtoras de metano, ao passo que as produtoras de ácidos voláteis permanecem ativas até o pH 4. Essa maior resiliência das acidogênicas pode causar instabilidade nos reatores por acúmulo de ácidos. Isso porque a taxa de produção de ácidos voláteis aumenta e a taxa de produção de metano (ou degradação dos ácidos) não acompanha, devido principalmente à limitação do pH sobre as metanogênicas (KUNZ; AMARAL; STEINMETZ, 2016).

Foresti et al. (1999) relatam que quando há equilíbrio entre as fases acidogênica e metanogênica, o pH se mantém próximo da neutralidade. Além disso, íons de nitrogênio amoniacal e de sódio liberados da degradação de proteínas e sabões, respectivamente, causam aumento do pH e da alcalinidade do sistema. Valores de pH mais elevados (acima de 7) fazem com que o CO_2 da fase gasosa seja dissolvido na fase líquida na forma de íons carbonato e bicarbonato, o que atribui efeito tamponante ao sistema e garante um biogás com maior concentração de metano.

As proporções em que os ácidos graxos voláteis são produzidos dependem, em grande parte, da pressão parcial de hidrogênio do meio. Quando a pressão parcial de hidrogênio é baixa, há uma maior tendência de formação de acetato e H_2 . Tal rota metabólica é preferível, visto que é mais rentável em termos energéticos. Ao passo que a pressão parcial de hidrogênio aumenta, as bactérias acidogênicas reduzem a produção de acetato, CO_2 , e H_2 e, em contrapartida, aumentam a produção de ácidos propiônico ou butírico (MCLEOD et al., 2015).

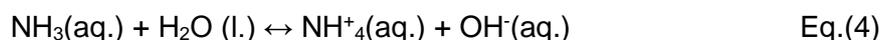
A alcalinidade de um sistema é definida como a capacidade que o mesmo possui de neutralizar ácidos. Alcalinidade elevada significa que o sistema tem elevada concentração de radicais alcalinos (principalmente íons carbonatos e bicarbonatos) e, em função disso, tem elevado poder tamponante. Um possível controle do sistema de tamponamento e monitoramento indireto dos ácidos produzidos durante a digestão anaeróbia é a relação acidez volátil (AV) e alcalinidade total (AT). A faixa ótima da relação AV/AT é de 0,3 a 0,4, o que indica equilíbrio do processo, isto é, as cinéticas de produção e consumo dos ácidos orgânicos estão alinhadas e, por isso, não há risco de acidificação no sistema (RIPPLEY;

BOYLE; CONVERSE, 1986; CHERNICHARO, 1997). Entretanto, essa faixa pode ser mais flexível em função do tipo de resíduo.

3.4.4 Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal total em soluções aquosas, isto é, a soma de íons de amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3), pode tanto favorecer quanto prejudicar o processo de digestão anaeróbia. Concentrações de nitrogênio amoniacal inferiores a 200 mg L^{-1} beneficiam o processo, visto que os microrganismos a utilizam como fonte de nitrogênio para desempenharem suas funções vitais. Já em concentrações superiores a 2.000 mg L^{-1} , o nitrogênio amoniacal pode surtir efeito inibitório e, conseqüentemente, causar instabilidade e até mesmo falha no processo (LIU; SUNG, 2002).

O NH_4^+ e a NH_3 coexistem num equilíbrio (Equação 4) que é afetado pela temperatura e o pelo pH. Faixas de temperatura e pH elevados favorecem a dissociação do amônio em amônia (EMERSON et al., 1975), sendo esta última, a forma mais tóxica de nitrogênio amoniacal (MASSÉ et al., 2014). Isso acontece porque a penetração de concentrações elevadas de amônia livre na membrana celular, pode causar desequilíbrio nos prótons e/ou deficiência de potássio no microrganismo (GARCIA; ANGENENT, 2009).



Estudos foram desenvolvidos para avaliar o efeito da concentração da amônia sobre o processo de digestão anaeróbia e chegou-se ao consenso de que a aclimação dos microrganismos é o fator preponderante para a maior ou menor tolerância do sistema. Isso se dá pois a aclimação pode causar a seleção de populações de espécies metanogênicas mais adaptadas às condições extremas (SILVA et al., 2014). Garcia e Angenent (2009) observaram inibição na produção de metano em concentrações de 200 mg.L^{-1} de amônia livre a $35 \text{ }^\circ\text{C}$ com pH de 7,6 (digestão de dejetos suíno); ao passo que Rodríguez et al. (2011) relataram que níveis de até 375 mg L^{-1} de amônia livre não afetaram a eficiência do processo anaeróbio.

3.4.5 Inóculo

O uso de inóculo é prática recorrente em estudos que se referem a digestão anaeróbia. Adiciona-se nos reatores um determinado volume de algum substrato rico em microrganismos ativos, para garantir a presença de bactérias adaptadas ao ambiente anaeróbio, evitando perda de tempo por aclimação. Dejeções de animais, sobretudo de ruminantes, costumam ser excelentes inóculos. Lodos de reatores anaeróbios também têm sido muito aplicados como inóculo, pois além de aportarem grande diversidade de bactérias,

geralmente possuem elevada alcalinidade, o que pode reduzir as chances de acidificação do sistema (ABOUDI et al., 2016; DAI et al., 2016). O uso de biofertilizante como inóculo também pode ser interessante na digestão anaeróbia, pois além das bactérias ávidas por nutrientes e da alcalinidade, pode substituir a água limpa, necessária para tornar o meio líquido e assim facilitar a condução das enzimas, dos metabólitos e as reações bioquímicas.

3.4.6 Configurações de reatores

Em função das múltiplas características dos substratos e dos fins desejados, diversas configurações de reatores foram desenvolvidas. Uma das formas de se classificar reatores diz respeito à frequência em que são alimentados.

Reatores batelada, ou descontínuos, são aqueles que, de uma única vez, são totalmente carregados e após tempo conveniente de fermentação, são completamente descarregados. Estes são indicados para tratar resíduos intermitentes e lignocelulósicos, como por exemplo, cama de frango (LUCAS JÚNIOR, 1987).

Biodigestores contínuos são aqueles que uma vez preenchidos, a alimentação é mantida regular, assim também ocorre com a saída. Os modelos clássicos desta categoria são o indiano, o chinês e o tubular (lagoa coberta), sendo o último mais utilizado nas adjacências rurais no Brasil. Esses três tipos de biodigestores são indicados para unidades que produzam águas residuárias continuamente (COSTA, 2005).

Reatores semicontínuos, ou batelada alimentada, são uma combinação do contínuo com o batelada. Neste tipo de reator, a carga que ingressa, por meio de diferença hidráulica, desloca um volume equivalente de efluente que é evacuado pela saída. As cargas geralmente são diárias (CARREAS, 2013).

3.4.7 Metano e biofertilizante

De modo geral, a digestão anaeróbia tem se difundido e sido estudada por diversos pesquisadores pelo mundo. Nos Estados Unidos, a digestão anaeróbia tem sido amplamente empregada para tratar resíduos animais (EBNER et al., 2016). Na Etiópia, resíduos orgânicos têm sido submetidos à digestão anaeróbia com intuito de produzir energia (MENGISTU et al., 2016). Dai et al. (2016) realizaram a codigestão anaeróbia de lodo de estação de tratamento de esgoto na China com uma fonte extra de carbono. No Brasil, a digestão anaeróbia é empregada ao tratamento de águas residuárias municipais em determinadas estações de tratamento de esgoto (FORESTI; ZAIATI; VALLERO, 2006). De acordo com Jain et al. (2015), de 10 a 15% dos resíduos sólidos urbanos gerados em Singapura são enviados para reciclagem por meio da digestão anaeróbia, e o lodo digerido segue para a compostagem.

Países como a Áustria e a Alemanha produzem grãos e sementes como matéria-prima para a produção de biogás, pois o têm como uma fonte de energia (BHARATHIRAJA et al., 2016).

Essa grande aplicação da digestão anaeróbia se justifica em função de seus benefícios. Dentre eles, pode-se citar a grande eficiência na estabilização de resíduos, os baixos custos operacionais, o baixo consumo energético, não requerer espaços amplos, produzir pouco volume de lodo e apresentar bom funcionamento mesmo após longos períodos de interrupção, o que é interessante para a estabilização de resíduos sazonais (FORESTI et al., 1999; CHOWDHURY et al., 2010). Além disso, tal tecnologia se destaca por permitir a reciclagem da energia e dos nutrientes contidos nos resíduos por meio do biogás e biofertilizante, respectivamente (EBNER et al., 2016).

O biogás é um combustível renovável composto por aproximadamente 40-75% de CH₄, 15-60% de CO₂, 0,5-1% de H₂ e impurezas (vapor de água, NH₃, H₂S, entre outros elementos traço). O grande poder calorífico do CH₄ proporciona o carácter energético ao biogás, possibilitando sua conversão em energia mecânica, térmica e elétrica (BACIOCCHI et al., 2013). Portanto, para a geração de calor ou eletricidade é desejável que a concentração de metano no biogás seja elevada e as impurezas sejam ausentes, para evitar danos nos aparatos de conversão (BALMANT et al., 2014).

Diante das mudanças climáticas do planeta, da elevada demanda e redução das reservas de combustíveis fósseis e do aumento dos preços destes, o biogás tem emergido não somente como uma das soluções capazes de minimizar questões vinculadas ao aquecimento global, mas também como fator capaz de equacionar problemas de segurança energética pela diversificação de matrizes de energia de inúmeros países e possibilitar a gestão sustentável de diversos resíduos orgânicos (EBNER et al., 2016; MAZARELI et al., 2016).

Chowdhury et al. (2010) relatam que o tratamento anaeróbio aumentou nos polos agroindustriais nas últimas décadas, principalmente porque as agroindústrias aplicam o biogás em diversos processos de transformação da matéria-prima, proporcionando economia de energia e de recursos financeiros.

Além do biogás, a digestão anaeróbia também origina o biofertilizante. Esse outro subproduto de baixo custo pode ser considerado como um poderoso insumo agrícola, uma vez que possui elevadas concentrações de macro e micronutrientes mineralizados ou parcialmente disponíveis, ampla diversidade de micro-organismos benéficos, matéria orgânica, substâncias húmicas e boas condições sanitárias. Todos estes atributos corroboram para melhorias na fertilidade do solo, pois surtem efeitos positivos sobre a física, química e biologia do sistema pedológico (SGANZERLA, 1983; CORTEZ et al., 2008; NASCIMENTO, 2010; TEJADA et al., 2014; TEJADA et al., 2016).

Cortez et al. (2008) relatam que o processo de fermentação da matéria orgânica, além de quebrar os compostos complexos, tornando-os mais disponíveis às plantas, também

solubiliza parcialmente os nutrientes, possibilitando o reestabelecimento do teor de húmus do solo. Sganzerla (1983) acrescenta que o biofertilizante possui sólidos coloidais com cargas negativas que tornam seu poder de fixação de sais superior ao das argilas, beneficiando a planta e o solo, pois dificultam a lixiviação dos nutrientes, proporcionam maior resistência à ação desagregadora da água e aceleram a absorção de chuvas, dificultando a erosão.

Esta série de benefícios se reflete em aumento de produtividade das culturas. Seidel et al. (2010) estudaram a aplicação de biofertilizante de suínos em cultura de milho cultivado em sistema de plantio direto e concluíram que o biofertilizante, em quantidades ideais, pode superar insumos químicos inorgânicos em produtividade, pois quando aplicaram 50 m³ ha⁻¹ de biofertilizante no plantio de base de milho, obtiveram 8.339 kg de grãos.ha⁻¹, ao passo que quando aplicaram o mesmo volume por área de fertilizante químico inorgânico (NPK), produziu-se 7.324 kg de grãos ha⁻¹.

Nascimento (2010) observou que a aplicação de biofertilizante de suinocultura em uma plantação de café, em Patos de Minas (MG), propiciou 15% de aumento na produtividade. Aplicando de 180 a 210 m³ de biofertilizante por hectare foi verificado que a produtividade passou de 35 sacas ha⁻¹ para 45 sacas ha⁻¹ num período de três anos. Além disso, o autor relatou que o biofertilizante auxiliou como um bioinseticida, levando à eliminação de pragas como o bicho-mineiro (*Leucoptera coffeella*).

Karakurt et al. (2009) estudaram a adubação de pimentão com biofertilizante. Os autores verificaram que a adubação no solo causou aumento do comprimento da raiz e no índice de área foliar. Quando a adubação foi foliar, observaram um efeito estimulante à respiração e fotossíntese nas plantas. Os autores atribuíram estas respostas do vegetal a efeitos estimulantes das substâncias húmicas contidas no biofertilizante. Em estudo análogo, Tejada et al. (2016) utilizaram biofertilizante para adubação foliar de milho e verificaram aumentos tanto na produtividade, quanto na quantidade de proteína no milho. Tejada et al. (2014) relataram que a aplicação de biofertilizante com elevado teor de peptídeos de baixo peso molecular agiram como biorremediadores de solos contaminados com clorpirifós (inseticida organofosforado tóxico à biota do solo).

Embora existam diversos estudos explorando a digestão anaeróbia e seus subprodutos, ainda há muito a ser investigado, visto que, conforme os sistemas produtivos vão sendo aprimorados, as características dos resíduos orgânicos gerados sofrem modificações.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no anexo do Laboratório de Análises de Resíduos Agroindustriais (LARA), localizado no bloco H da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Cascavel, Paraná.

O município de Cascavel situa-se geograficamente entre as coordenadas 24° 57' 21" S de latitude e 53° 27' 19" W de longitude. O clima predominante da região do município, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é o Cfa - Clima Subtropical Mesotérmico. Desta forma, os verões são quentes e as geadas pouco frequentes, com tendência de concentração de chuvas no verão e não apresenta estação seca definida. A média de temperatura anual é de 20 °C e a pressão atmosférica média anual é de 936,34 hPa (IAPAR, 2016).

4.1 Substratos e inóculo

Lodo de flotor proveniente do abate de frangos de corte (L) e batata-doce (B) foram os constituintes utilizados como substratos para formular os tratamentos deste experimento. O lodo (Figura 3) foi concedido pela usina de compostagem Agregare, localizada no município de Cascavel, Paraná. A usina recebe este resíduo de cooperativas que realizam o abate e o processamento da carne de frango na região de Cascavel.



Figura 3 Lodo de flotor proveniente da linha vermelha de abatedouro de aves.

A batata-doce foi adquirida na Central de Abastecimento (CEASA) do município de Cascavel, Paraná, quando estas se encontravam impróprias para a comercialização por não atenderem padrões estéticos de qualidade de mercado. A batata-doce foi triturada a uma

granulometria inferior a 2 mm com um processador elétrico (Walita®, modelo Maxxi PR). (Figura 4).



Figura 4 Batata-doce em raiz (à esquerda) e triturada (à direita).

Como inóculo e diluente, foi utilizado digestato (biofertilizante) de um biodigestor anaeróbio (Figura 5) de uma unidade de produção de leite, localizada no município de Céu Azul, Paraná. Além de substituir a água limpa e inocular microrganismos anaeróbios, o uso do biofertilizante também foi uma estratégia para fornecer alcalinidade aos reatores. O biodigestor é do tipo lagoa coberta com agitação mecânica, abastecido em sistema contínuo e recebe as dejeções de vacas leiteiras, cuja alimentação consiste em uma mistura de silagem e concentrado. O biofertilizante coletado foi peneirado em uma malha de 3 mm para reter o material fibroso remanescente.



Figura 5 Biofertilizante utilizado para inocular microrganismos anaeróbios nos reatores.

Na Tabela 3 é apresentada a caracterização físico-química dos substratos e do inóculo.

Tabela 3 Caracterização físico-química do lodo de flotor do abate de frangos, batata-doce e inóculo

Parâmetros	Unidade	Lodo	Batata-doce	Inóculo
pH	upH	6,8 ± 0,4	6,2 ± 0,2	7,55 ± 0,5
Umidade	% (MN)	63,10 ± 0,27	75,24 ± 0,33	98,28 ± 0,02
Sólidos Totais	% (MN)	36,90 ± 0,17	24,76 ± 0,13	1,72 ± 0,02
Sólidos Voláteis	% de ST	91,98 ± 0,15	96,99 ± 0,29	73,22 ± 0,33
Sólidos Fixos	% de ST	8,02 ± 0,14	3,01 ± 0,28	26,78 ± 0,35
Carbono Orgânico Total	% de ST	51,1 ± 0,1	53,9 ± 0,2	40,7 ± 0,5
Nitrogênio Total Kjeldahl	% de ST	7,04 ± 0,15	0,5 ± 0,04	3,23 ± 0,02
C/N	adimensional	7,26 ± 0,14	107,80 ± 7,5	12,60 ± 0,12
Hemicelulose	% de ST	N.D.	44,83 ± 2,17	16,42 ± 1,28
Celulose	% de ST	N.D.	5,83 ± 0,24	14,61 ± 0,95
Lignina	% de ST	N.D.	0,4 ± 0,17	15,10 ± 3,04
Lipídios	g kgST ⁻¹	162,13±30,33	5,99 ± 0,6	10,61 ± 2,30
Fósforo Total	g kgST ⁻¹	20,65 ± 0,37	0,76 ± 0,11	15,11 ± 0,23
Potássio Total	g kgST ⁻¹	0,45 ± 0,03	11,5 ± 0,84	22,45 ± 1,93
Ferro, Fe	g kg ⁻¹	3,36 ± 0,03	0,11 ± 0,10	2,33 ± 0,09
Magnésio, Mg	g kg ⁻¹	0,32 ± 0,08	0,16 ± 0,11	14,81 ± 0,54
Manganês, Mn	g kg ⁻¹	0,05 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,35 ± 0,01
Cobre, Cu	g kg ⁻¹	0,02 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,78 ± 0,02
Zinco, Zn	g kg ⁻¹	0,19 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,40 ± 0,03
Cálcio, Ca	g kg ⁻¹	2,88 ± 0,14	1,33 ± 0,09	35,65 ± 1,13
Sódio, Na	g kg ⁻¹	1,10 ± 0,58	0,52 ± 0,12	7,70 ± 1,76

N.D. - não detectado; L - lodo de flotor do abate de frangos. B - batata-doce; Os elementos Cádmiio (Cd), Cobalto (Co), Alumínio (Al) e Níquel (Ni) também foram analisados, porém não foram detectados nas amostras (média ± desvio padrão, n = 3).

4.2 Configuração do ensaio em batelada

Para avaliar o potencial de produção de biogás e de metano, eficiência de remoção de material orgânico, a estabilidade do processo e a qualidade do biofertilizante resultante da codigestão anaeróbia, foram utilizados reatores de bancada, idênticos, com volume de trabalho de 6 litros, operados em regime batelada e em temperatura ambiente (média 22,5 °C, máxima: 32,0 °C e mínima de 16,7 °C).

Os reatores do ensaio batelada (Figura 6) são constituídos por três tubos cilíndricos de PVC, cujos diâmetros são de 150, 200 e 250 mm. Os tubos de 150 e 250 mm são acoplados sobre uma placa de PVC de 2,5 mm de espessura, sendo o de 150 mm utilizado como câmara de fermentação e o de 250 mm é a parede externa do reator. O espaço livre formado entre a parede externa e a câmara de fermentação, comporta um volume de solução aquosa de hipoclorito de sódio responsável por impedir a entrada e a saída de gases e permitir o deslocamento do gasômetro. O tubo de diâmetro intermediário (200 mm), dito gasômetro, fica emborcado no selo de água para propiciar condições anaeróbias e armazenar o biogás produzido, pois a extremidade superior é vedada com CAP e possui uma válvula capaz de evacuar o biogás produzido sem entrada de gases externos. Conectado à válvula, há uma mangueira de silicone de 10 mm, com registro de gás para realizar as coletas de biogás.

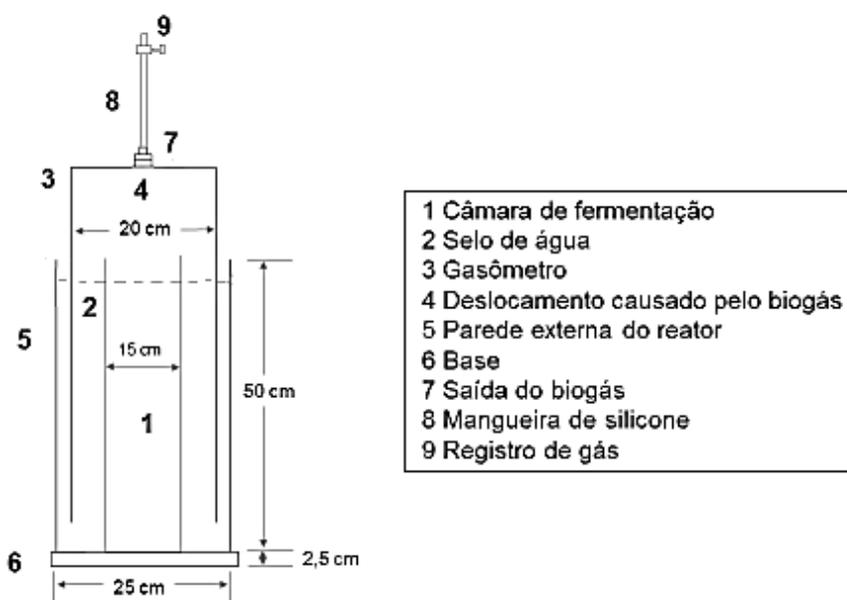


Figura 6 Desenho esquemático em corte transversal do reator modelo batelada.

A concentração de sólidos totais adotada foi de aproximadamente 4,5% do volume de trabalho do reator. Foram avaliados seis tratamentos com três repetições, variando-se as quantidades de L e B nas proporções L100%B0%, L80%B20%, L60%B40%, L40%B60%, L20%B80%, L0%B100%. Foi utilizada triplicata do inóculo sem adição de qualquer substrato a fim de corrigir as produções de biogás dos tratamentos. A composição gravimétrica dos tratamentos (levando em conta a umidade e a densidade do lodo, da batata-doce e do inóculo)

está apresentada na Tabela 4. O experimento foi conduzido até a produção de biogás cessar (145 dias). O volume de gás produzido foi padronizado nas condições normais de temperatura e pressão.

Tabela 4 Composição gravimétrica em matéria natural dos tratamentos avaliados no ensaio batelada

Matéria natural	Tratamentos					
	L100B0	L80B20	L60B40	L40B60	L20B80	L0B100
Lodo (g)	543,09	434,47	325,85	217,24	108,62	0,00
Batata-doce (g)	0,00	163,33	326,66	489,98	653,31	816,64
Inóculo (mL)	5657,31	5602,96	5548,61	5494,26	5439,91	5385,56

As densidades do lodo, batata-doce e inóculo foram 0,668; 0,674 e 1,00 g mL⁻¹, respectivamente. As unidades do lodo, batata-doce e inóculo podem ser verificadas na Tabela 3.

4.2.1 Fitotoxicidade do biofertilizante

A avaliação da fitotoxicidade dos biofertilizantes obtidos no ensaio batelada foi realizada por meio de um ensaio biológico de germinação de sementes de *Lepidium sativum* (agrião de jardim), segundo Zucconi et al. (1981) com adaptações.

Para o bioensaio citado, foram confeccionadas cinco placas para cada uma das 21 unidades experimentais, isto é, 15 placas de cada tratamento avaliado nos reatores batelada (L100B0, L80B20, L60B40, L40B60, L20B80, L0B100 e inóculo). Utilizaram-se cinco placas umedecidas com 3 mL de água destilada como controle.

O índice de germinação foi calculado considerando o número de sementes germinadas e o comprimento das radículas dos extratos em relação ao controle, conforme a Equação 5, descrita por Zucconi et al. (1981).

$$IG = \left(\frac{Gt}{Gc} * 100 \right) * \frac{\bar{Lt}}{\bar{Lc}} \quad \text{Eq. (5)}$$

Em que:

IG - índice de germinação (%);

Gt - número de sementes germinadas no tratamento (adimensional);

Gc - média de sementes germinadas no controle (adimensional);

\bar{Lt} - Comprimento médio das raízes germinadas no tratamento (cm);

\bar{Lc} - Comprimento médio das médias das raízes germinadas no controle (cm).

Foram utilizadas placas de Petri (9,5 cm de diâmetro) com de papel filtro duplo (Whatman n° 1), ambos esterilizados em autoclave. Aproximadamente 50 mL dos biofertilizantes foram centrifugados a 3.500 rpm, durante 30 min e filtrados em membrana de fibra de vidro com porosidade de 0,45 µm, originando os extratos concentrados. Foram testados extratos nas concentrações de 100% (puro), 50%, 10% e 1%, utilizando-se água

destilada para diluir. Entretanto, apenas a diluição de 1% foi considerada. Os papéis filtro de cada placa foram umedecidos com 3 mL de extrato e receberam dez sementes de agrião uniformemente distribuídas. As placas montadas (Figura 7a) foram embrulhadas em pacotes plásticos a fim de evitar perda de umidade e incubadas em câmara BOD, a 23 °C, sem fotoperíodo, durante 48 horas. Após o período de incubação (Figura 7b), as sementes germinadas foram contabilizadas e suas respectivas radículas (Figura 8) foram medidas para calcular o índice de germinação (IG).

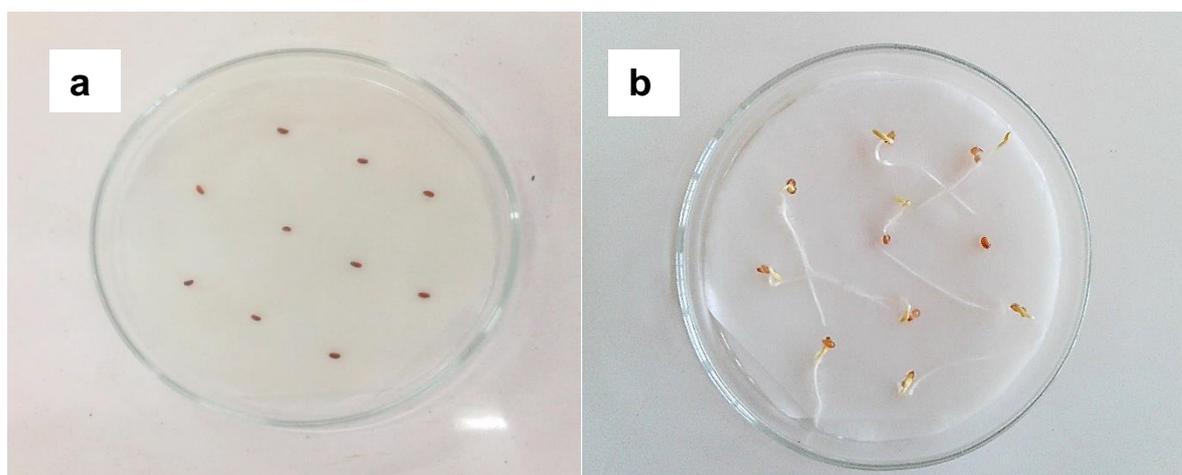


Figura 7 Réplica de uma placa de Petri com o extrato, ilustrando as sementes de *Lepidium sativum* antes (a) e depois de 48 horas de incubação (b) para teste de fitotoxicidade.

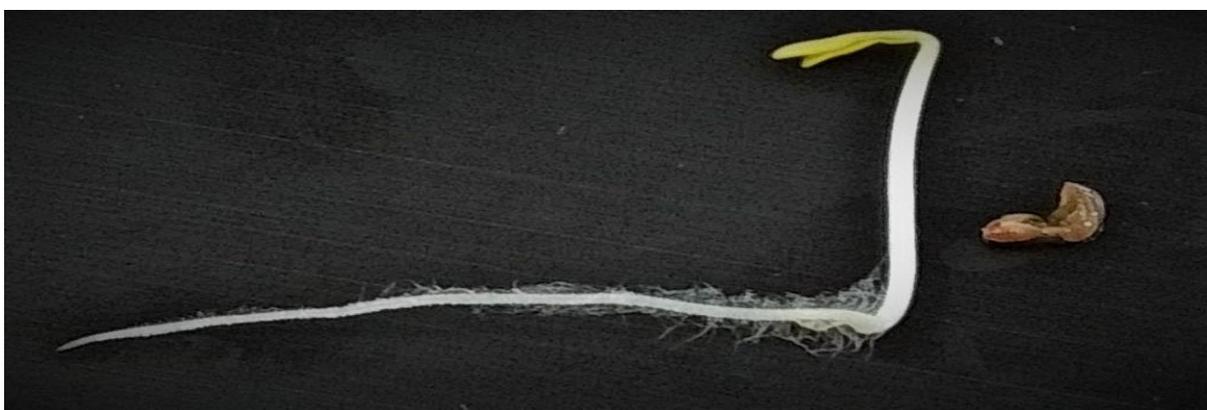


Figura 8 *Lepidium sativum* germinado após 48 horas de incubação.

4.3 Ensaio semicontínuo

O ensaio semicontínuo foi desenvolvido sob uma configuração específica para avaliar qual dos substratos (lodo de flotor do abate de frangos ou batata-doce) apresentam maior potencial de inibição no processo anaeróbio, e permitir a realização de uma análise de viabilidade econômico-financeira a partir de cenários que versam a valorização energética e agrônômica dos subprodutos da codigestão.

Os reatores do ensaio semicontínuo são confeccionados de tubos de PVC, cuja ilustração esquemática é apresentada na Figura 9. Diferentemente dos reatores batelada, a câmara digestora dos reatores operados no sistema semicontínuo é separada do gasômetro. O volume de trabalho da câmara digestora é de 60 litros. Os gasômetros consistem em dois tubos de PVC, um externo com 300 mm de diâmetro que foi preenchido com água e outro tubo com 230 mm de diâmetro, que fica submerso na água para mensurar os deslocamentos causados pelo gás produzido na câmara digestora e encaminhado ao gasômetro. Na região externa do gasômetro foi fixada uma régua graduada de 30 cm para auxiliar na determinação dos deslocamentos.

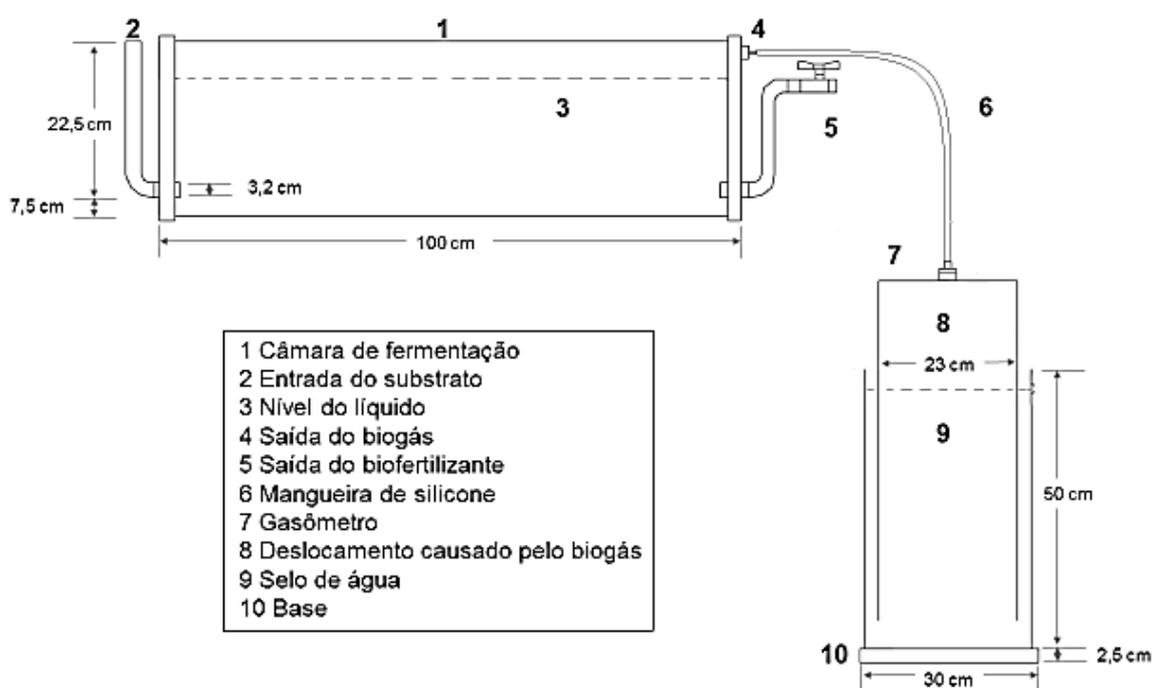


Figura 9 Desenho esquemático do corte transversal do reator modelo semicontínuo.

O tempo de retenção hidráulica utilizado foi de 25 dias; portanto, como o volume útil dos reatores foi de 60 litros, as alimentações/cargas diárias possuíam 2.400 mL (60% desse volume correspondeu à recirculação da saída dos reatores e os outros 40% correspondeu à água subterrânea livre de cloro). A concentração de sólidos totais adotada para as cargas foi de aproximadamente 4,5%. A temperatura dos reatores foi mantida em 34 ± 1 °C.

Em nove reatores e quatro períodos progressivos, foram avaliados sete tratamentos com três repetições, variando-se as quantidades de lodo de flotor do abate de frangos (L) e batata-doce (B) nas proporções: L80%B20%, L70%B30%, L60%B40%, L50%B50%, L40%B60%, L30%B70% e L20%B80%.

Inicialmente, no primeiro período, os nove reatores foram preenchidos com 60 litros de inóculo e alimentados durante 25 dias com 2,4 litros do tratamento L50%B50%, para aclimatar os microrganismos anaeróbios aos substratos. Passado esse período, quando os reatores atingiram produção estacionária de biogás, isto é, quando o volume de biogás

produzido entre as repetições do respectivo tratamento apresentou coeficiente de variação inferior a 5%, iniciaram-se as variações de tratamento nos demais períodos, conforme apresentado na Figura 10. Em três reatores, procedeu-se a variação de cargas aumentando a proporção de batata-doce no decorrer dos períodos e, em outros três reatores, aumentando a proporção de lodo nas cargas. A triplicata do tratamento L50%B50% foi mantida durante todos os períodos. Na Tabela 5 é apresentado o tempo de cada período.

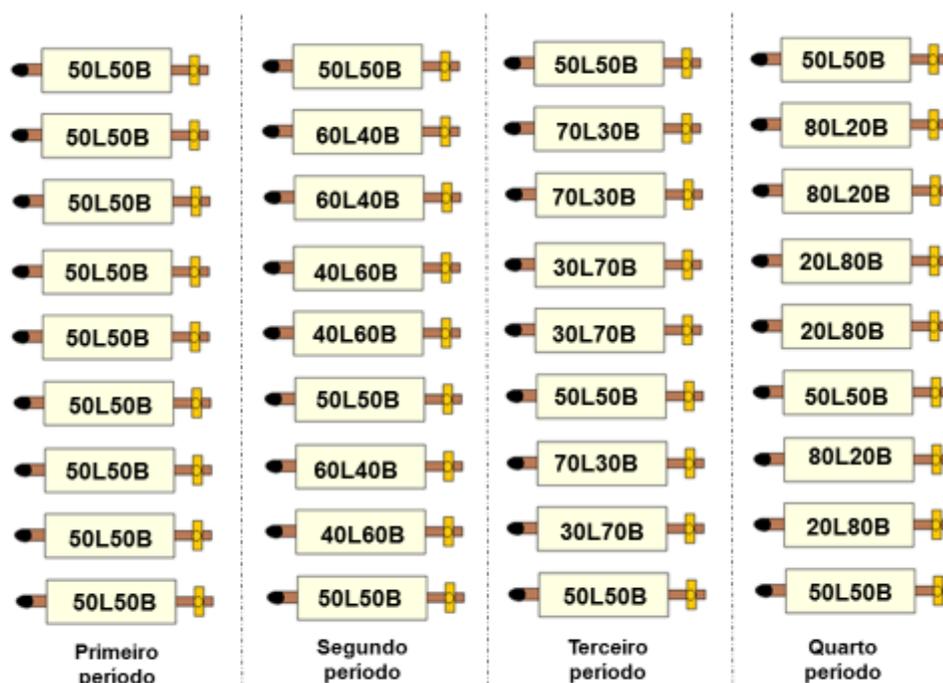


Figura 10 Disposição dos tratamentos ao longo dos períodos de experimento.

Observação: A distribuição dos tratamentos nos respectivos reatores, foi realizada aleatoriamente no segundo período e, a partir de então, iniciou-se as progressões de cargas aumentando a proporção de batata-doce e lodo.

Tabela 5 Duração de cada período do experimento

Períodos	Tratamentos avaliados	TRH (d)	Tempo para atingir produção estacionária de biogás (d)	Tempo total de cada período (d)
1º período	L50%B50% (aclimação)	25	32	57
2º período	L60%B40% L50%B50% L40%B60%	25	18	43
3º período	L70%B30% L50%B50% L30%B70%	25	19	44
4º período	L80%B20% L50%B50% L20%B80%	25	27	52

Uma vez atingida a produção estacionária de biogás (5% de coeficiente de variação), durante os cinco dias posteriores coletavam-se biogás e digestato para as seguintes análises: produção volumétrica de biogás, teor de metano no biogás, sólidos totais e voláteis, acidez total, alcalinidades parcial e total, pH, temperatura do digestato, nitrogênio total, amoniacal e

amônia livre, fósforo e potássio. O volume de gás produzido foi padronizado nas condições normais de temperatura e pressão.

4.3.1 Estudo de viabilidade econômico-financeira

Com o intuito de avaliar a rentabilidade da codigestão anaeróbia do lodo de flotador do abate de frangos com a batata-doce em projetos em escala real, foram realizadas análises de custo econômico-financeiro baseando-se nos dados obtidos a partir dos tratamentos do ensaio semicontínuo. Para tal, cada tratamento (L80B20, L70B30, L60B40, L50B50, L40B60, L30B70 e L20B80) foi considerado como um cenário. Todos os cenários foram projetados considerando a utilização de uma tonelada de lodo por dia (em matéria natural). Esse lodo, portanto, seria utilizado como substrato juntamente com a sua respectiva quantidade de batata-doce (variável em cada cenário), de modo a obedecer às proporções dos tratamentos avaliados no experimento e a concentração de sólidos totais de 4,5% na alimentação diária do biodigestor (diluídos em 60% de inóculo e 40% de água). Logo, as dimensões dos biodigestores e a potência dos motores variaram em cada cenário. O memorial de cálculo de cada um dos cenários é apresentado no Apêndice A.

Os custos decorrentes do investimento necessário à implantação do projeto e custos associados à operação do sistema em escala real, foram confrontados em fluxos de caixa, com as possíveis receitas, isto é, a energia elétrica proveniente do biogás e os nutrientes contidos no biofertilizante para fertirrigação de culturas (podendo ser batata-doce, milho, entre outras).

Os orçamentos do sistema biodigestor e motor-gerador foram realizados em empresa especializada na prestação desses serviços (em janeiro de 2018).

Para o cálculo dos custos anuais do sistema foram considerados: custos de depreciação, manutenção e operação. Para o cálculo da depreciação das instalações do biodigestor, dos equipamentos e das instalações elétricas, foi considerado um período de 15 anos, referentes à vida útil desses aparatos. Para a determinação da depreciação e troca da manta plástica do biodigestor, foi considerado um período de 5 anos de vida útil, segundo as especificações do fabricante. Já os custos de depreciação dos motogeradores, biodigestores e instalações do confinamento não entraram no fluxo de caixa livre do projeto, pois foi adotado o Lucro Presumido, e neste, não há apuração de custos para dedução do IR (Imposto de renda) e CSLL (contribuição social sobre o lucro líquido). O custo de manutenção dos geradores movidos a biogás foram determinados em função de lubrificantes, trocas de óleo, trocas de filtros de ar e de óleo, trocas de correias, rolamentos e uma reforma completa no 5º ano (retífica). O custo referente à manutenção do biodigestor é estimado em 1% ao ano sobre o valor do biodigestor (especificações do fabricante). O acionamento do motor e a limpeza e conservação das instalações do grupo gerador é diária, por isso foi considerada a presença

de um funcionário. Foi inserida na análise o custo de uma limpeza para a remoção do lodo acumulado no biodigestor e da crosta que se forma na superfície, a fim de evitar problemas operacionais na planta. Assim, para o cálculo dos gastos com a mão-de-obra necessária para a manutenção e operação dos equipamentos, foram considerados os custos diretos com remuneração e equipamentos de proteção individual. Também foi considerado o custo residual da desmobilização do sistema, o qual representou 25% dos investimentos com a obra civil da implantação do biodigestor.

Foi adotada a variedade de batata-doce industrial (BDI) nos cenários. Sua produção foi considerada como um custo variável do projeto. Como base de cálculo, adotou-se que o custo para produzir 1 kg de BDI é de R\$ 0,06 e que suas variedades apresentam produtividade média de 45t ha⁻¹ (SCHWEINBERGER et al., 2016).

A partir dos dados de potencial de produção de biogás por sólidos totais adicionados, obtidos no ensaio semicontínuo, a energia elétrica foi valorada para cada cenário estabelecido, pois tal recurso pode ser considerado como a uma fonte de renda que o investidor deixa de transferir para a concessionária. Para tal, utilizou-se a média das tarifas de energia elétrica cobradas nos 26 estados brasileiros no primeiro semestre de 2018, para a categoria “consumidor do Grupo B2/Convencional Rural”, isto é, R\$ 0,46 por kWh com impostos (ANEEL, 2018).

A valoração do biofertilizante foi realizada a partir dos dados das concentrações dos nutrientes nitrogênio total, fósforo e potássio obtidos no ensaio semicontínuo e suas respectivas conversões em sulfato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio (nutrientes comerciais). Os valores da tonelada de sulfato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio foram cotados em R\$1.125,00; R\$840,00 e R\$1.380, respectivamente, de acordo com o valor de mercado em janeiro de 2018. Foram calculadas as receitas para cada cenário estabelecido (considerando que 60% do biofertilizante produzido diariamente retorna aos biodigestores, o que significa que apenas 40% do biofertilizante foi valorado), pois o biofertilizante pode ser destinado ao auxílio da fertilização de culturas, deixando de ser necessária a transferência de recursos para a aquisição de adubos como NPK em pontos comerciais.

A partir dos fluxos de caixa do projeto, foi avaliada a rentabilidade do investimento por meio de indicadores de viabilidade econômica, isto é, período de recuperação do capital – *Payback* descontado, Valor Presente Líquido (VPL) (Equação, Taxa Interna de Retorno (TIR) e Índice de Lucratividade (IL) (Quadro 2) (GRAHAM; HARVEY, 2001; ROSS et al., 2002). A taxa de desconto (taxa mínima de atratividade) do projeto foi determinada de acordo com Montoro (2017), em 7,9%.

Quadro 2 Descrição das equações dos métodos determinísticos de investimento

Equação	Descrição das variáveis	Numeração
$FCDj = \sum_{j=1}^n \frac{FCL}{(1+i)^n}$	FCDj - fluxo de caixa descontado; FCL - fluxo de caixa livre do projeto; i - taxa mínima de atratividade; n - período de vida do ativo;	Eq.(6)
$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FCL_t}{(1+i)^t} - FC_0$	VPL - valor presente líquido; FCLt - fluxo de caixa de cada período; i - taxa mínima de atratividade; t - período de vida do ativo; FC ₀ - investimento processado no período zero;	Eq.(7)
$0 = \sum_{t=1}^n \frac{FCL_t}{(1+TIR)^t} - FC_0$	0 - início do projeto; FCLt - fluxos de caixa de cada período; t - período de vida do ativo; TIR - taxa interna de retorno; FC ₀ - investimento processado no período zero;	Eq.(8)
$IL = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{FCL_t}{(1+i)^t}}{I}$	IL - índice de Lucratividade; FCL - fluxo de caixas; t - período de vida do ativo; I - investimento;	Eq.(9)

Fonte: Adaptado de Graham e Harvey (2001); Ross et al. (2002).

4.4 Monitoramento do biogás

O volume de biogás produzido foi determinado por meio do monitoramento diário dos deslocamentos dos gasômetros, utilizando-se para tal, uma régua graduada. Como a área da seção transversal interna do gasômetro é conhecida, multiplicando-a pelo seu comprimento deslocado, obtém-se o volume de biogás produzido em cada reator. A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20 °C, foi efetuada segundo Caetano (1985), cujo qual verificou que pelo fator de compressibilidade (Z), o biogás apresentou comportamento próximo ao ideal. Partindo deste pressuposto, Santos (2001) utilizou a Equação 10, resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac, para corrigir o volume de biogás.

$$\frac{V_0 * P_0}{T_0} = \frac{V_1 * P_1}{T_1} \quad \text{Eq. (10)}$$

Em que:

V₀ - Volume de biogás corrigido, m³;

P₀ - Pressão corrigida do biogás, 10.322,72 mm de H₂O;

T₀ - Temperatura corrigida do biogás, 293,15 °K;

V₁ - Volume do gás no gasômetro;

P₁ - Pressão do biogás no instante da leitura, em mm de H₂O;

T₁ - Temperatura do biogás no instante da leitura, em °K.

Após a mensuração dos deslocamentos, foi realizada a coleta do biogás (com seringa específica de coleta de amostras gasosas) para determinação de sua composição. Por fim, o biogás foi descarregado abrindo-se o registro de gás do gasômetro.

A composição do biogás (H_2 , CH_4 e CO_2) foi determinada por meio de um cromatógrafo de gás (modelo CG-2010, Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD, EUA) equipado com um detector de condutividade térmica (GC/TCD), utilizando argônio como gás de arraste em coluna Carboxen® 1010 Plot (30 m, 0,53 mm). As temperaturas do injetor e do detector foram mantidas a 220 e 230 °C, respectivamente. A temperatura inicial da coluna foi de 130 °C e foi aquecida a 135 °C a uma taxa de 46 °C.min⁻¹ (PERNA et al., 2013). A calibração do cromatógrafo foi realizada com gás padrão de biogás contendo $2 \pm 0,02\%$ de oxigênio, $8 \pm 0,1\%$ de nitrogênio, $55 \pm 1,0\%$ de metano e $35 \pm 0,7\%$ de dióxido de carbono; e gás padrão de hidrogênio.

4.5 Métodos analíticos

Os afluentes e os efluentes dos tratamentos, bem como o lodo, a batata-doce e o inóculo foram caracterizados por meio de análises físico-químicas. Os sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) foram determinados pelos métodos gravimétricos, baseados na secagem e ignição da amostra (APHA, 2005). As leituras de pH e CE foram realizadas com um pHmêtro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) e um condutímetro (MS Tecnopon®, modelo mCA 150) de bancada. Para medir o pH das amostras sólidas (L e B), foram preparadas soluções aquosas de proporção 1:5 (massa:volume) e agitada por 30 min (TEDESCO et al., 1995).

A alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e acidez volátil (AV) foram determinadas pelo método titulométrico (RIPLEY et al., 1986). A relação AV/AT foi calculada dividindo a AV pela soma das AP e AI, isto é, alcalinidade total (AT).

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foi determinado por meio da digestão das amostras com ácido sulfúrico, seguida da destilação utilizado o destilador de Kjeldahl e titulação com H_2SO_4 0,0025 mol (APHA, 2005). A concentração de nitrogênio amoniacal também foi determinada de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2005), sem realizar digestão da amostra. A concentração de amônia livre foi calculada pela Equação 11, cuja qual leva em conta a concentração de nitrogênio amoniacal do reator ($N-NH_4^+$, em mg L⁻¹), o pH do substrato do reator e a temperatura do substrato (T, em °C) (ANTHONISEN et al., 1976). O amônio foi calculado a partir da subtração da amônia livre do nitrogênio amoniacal. O nitrogênio orgânico foi determinado a partir da subtração do nitrogênio amoniacal do NTK.

$$\text{Amônia livre (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{17}{14} \cdot \frac{(N - \text{NH}_4^+) \cdot 10^{pH}}{e^{\left(\frac{6344}{273 + T (^{\circ}\text{C})} + 10^{pH}\right)}} \quad \text{Eq. (11)}$$

A determinação do P e K foi realizada mediante a digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) com fonte externa de calor, seguida de diluição e filtração. O P foi detectado via absorvância no comprimento de onda 725 nm por meio do espectrofotômetro UV-VIS Hach®. O K foi quantificado em fotômetro de chama (MALAVOLTA et al., 1997). Na mesma digestão nítrico-perclórica foram determinados os macronutrientes secundários, micronutrientes e metais (Ca, Na, Mn, Mg, Zn, Cu, Fe, Al, Ni, Co e Cd) por meio de um espectrometro de absorção atômica (Shimadzu®, modelo AA-6300).

O carbono orgânico total (COT) foi obtido dividindo a porcentagem de sólidos voláteis por 1,8 (CARMO; SILVA, 2012). A relação C/N foi calculada a partir da razão entre o COT e NTK. A hemicelulose, celulose e lignina foram determinadas pelo método de extração com detergentes neutro, ácido e solução de H₂SO₄ 72% (VAN SOEST et al., 1991). A concentração de açúcares totais foi quantificada de acordo com Dubois et al. (1956). O teor de lipídios foi obtido por extração contínua em aparelho do tipo Soxhlet usando o éter de petróleo como solvente extrator e quantificado por gravimetria (CECCHI, 1999). As eficiências de remoção de material orgânico foram calculadas a partir das concentrações iniciais (C_i, antes da digestão anaeróbia) e finais (C_f, depois da digestão anaeróbia) de ST, SV, COV, lipídios e açúcares (Equação 12) (JIN et al., 2016).

$$E (\%) = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) * 100 \quad \text{Eq. (12)}$$

As concentrações dos ácidos voláteis (acético, propiônico, butírico e fórmico) foram determinadas por meio de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (Shimadzu® 2010), equipada com coluna Aminex® HPX-87H (300 mm, 7,8 mm), forno CTO-20A à temperatura de 64 °C, controlador CBM-20A, detector UV com arranjo de diodos SPD-20A em comprimento de onda de 208 nm e bomba LC-20AT. A fase móvel foi composta por água ultrapura Milli-Q (Millipore®) acidificada com 0,005 M de H₂SO₄ em fluxo de 0,5 mL min⁻¹ e volume de injeção de 20µL (LAZARO et al., 2012; PENTEADO et al., 2013). As amostras foram filtradas em membrana de fibra de vidro com poro de 0,2 µm e acidificadas com solução de H₂SO₄ (2 M).

4.6 Análises estatísticas

4.6.1 Análises estatísticas aplicadas no ensaio batelada

O delineamento experimental aplicado no ensaio batelada foi inteiramente casualizado. Os dados apresentados foram avaliados individualmente mediante a ANOVA e teste de comparação múltipla de médias Tukey com 5% de significância.

As variáveis potencial de produção de biogás (PP_B m^3 kg SV^{-1}) e metano (PP_{CH_4} m^3 kg SV^{-1}), % CH_4 , AP ($mgCaCO_3$ L^{-1}), AV ($mgCaCO_3$ L^{-1}), relação AV/AT, pH, CE (mS cm^{-1}), ácidos acético, propiônico, butírico e fórmico (mg L^{-1}) e IG (%) foram estudadas em conjunto mediante técnicas de análise multivariada. A análise de cluster foi utilizada para agrupar os tratamentos com maior ou menor similaridade. Para a formação dos clusters foi utilizado o método hierárquico de ligação média a partir da matriz de distâncias euclidianas. Após observar a linearidade e normalidade dos dados, foi aplicada a correlação de Spearman com 5% de significância (pois nem todos os dados apresentaram linearidade). Os coeficientes da correlação de Spearman (ρ) foram interpretados de acordo com Callegari-Jacques (2003), ou seja, de 0,0 a 0,2 ρ muito fraca; maior que 0,2 a 0,4 ρ fraca; maior que 0,4 a 0,7 ρ é moderada; maior que 0,7 a 0,9 ρ forte; maior que 0,9 a 1 ρ muito forte. Verificada a existência de correlação entre as variáveis supracitadas, foi aplicada a análise de componentes principais. Os critérios de seleção das componentes principais (CPs) foram o percentual de explicação da variância total superior a 70% (FERREIRA, 2011) e os autovalores superiores a 1 ($\lambda \geq 1$).

4.6.2 Análises estatísticas aplicadas no ensaio semicontínuo

No ensaio semicontínuo o delineamento experimental aplicado também foi inteiramente casualizado. Tal delineamento foi utilizado em função das seguintes premissas: os reatores foram mantidos sob as mesmas condições de temperatura no decorrer do experimento; a concentração de sólidos totais das cargas diárias foi mantida em 4,5%; e foram obedecidos o tempo de retenção hidráulica calculado de 25 dias para preenchimento absoluto do reator pelo determinado tratamento; coleta de dados somente a partir do momento em que produção estacionária de biogás (com coeficiente de variação de 5%) fosse atingida. Os dados apresentados foram avaliados individualmente mediante a ANOVA e teste de comparação múltipla de médias Tukey com 5% de significância.

As variáveis potencial de produção de biogás (m^3 kg SV d^{-1}), potencial de produção de CH_4 (m^3 kg SV d^{-1}), teor de CH_4 (%), eficiência de remoção de sólidos voláteis (%), alcalinidade total (mg $CaCO_3$ L^{-1}), acidez volátil (mg L^{-1}), relação AV/AT, pH, nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}), amônia livre (mg L^{-1}), nitrogênio total Kjeldahl (mg L^{-1}), fósforo (mg L^{-1}) e K (mg L^{-1}) dos tratamentos avaliados no ensaio semicontínuo foram analisadas em conjunto

mediante a técnica multivariada de componentes principais. Para tal, foi observada a linearidade e a normalidade dos dados. Os critérios de seleção das componentes principais (CPs) foram o percentual de explicação da variância total superior a 70% (FERREIRA, 2011) e os autovalores superiores a 1 ($\lambda \geq 1$), isto é, critério de Kaiser. Além disso, foi calculada a matriz de correlação linear de Pearson (r) multivariada. Os r 's foram interpretados de acordo com Hopkins (2000), ou seja, de 0,0 a 0,3 r fraca; maior que 0,3 a 0,5 r moderada; maior que 0,5 a 0,7 r alta; maior que 0,7 a 0,9 r muito alta; maior que 0,9 r quase perfeita.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaio batelada

5.1.1 Caracterização inicial dos tratamentos

As características físicas e químicas iniciais dos tratamentos avaliados nos reatores batelada são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 Caracterização inicial dos tratamentos da fase batelada ($n \pm$ desvio padrão, $n=3$)

Parâmetro (unidade)	Tratamentos					
	L100B0	L80B20	L60B40	L40B60	L20B80	L0B100
ST (g L ⁻¹)	44,4 ± 0,0	43,1 ± 0,0	42,7 ± 0,0	42,0 ± 0,0	41,9 ± 0,0	41,4 ± 0,0
SV (g L ⁻¹)	37,2 ± 0,2	36,1 ± 0,1	35,9 ± 0,3	35,4 ± 0,2	35,4 ± 0,4	35,3 ± 0,2
SF (g L ⁻¹)	7,2 ± 0,2	6,9 ± 0,1	6,8 ± 0,3	6,6 ± 0,2	6,5 ± 0,4	6,0 ± 0,2
pH (unidade de pH)	7,2 ± 0,1	7,1 ± 0,0	7,0 ± 0,0	6,7 ± 0,0	6,4 ± 0,0	6,2 ± 0,0
CE (mS cm ⁻¹)	5,5 ± 0,0	5,6 ± 0,0	5,6 ± 0,0	5,8 ± 0,0	6,1 ± 0,0	6,2 ± 0,0
AçT (g kg ⁻¹ de ST)	0,2 ± 0,0	2,2 ± 0,2	3,1 ± 1,1	3,6 ± 0,4	4,6 ± 0,4	5,5 ± 0,6
Lp (g kg ⁻¹ de ST)	94,2 ± 3,8	81,2 ± 4,9	75,7 ± 5,0	33,8 ± 8,1	25,0 ± 7,9	15,3 ± 0,8
AP (g CaCO ₃ L ⁻¹)	1,6 ± 0,0	1,3 ± 0,1	1,1 ± 0,0	1,0 ± 0,0	0,7 ± 0,0	0,4 ± 0,0
AI (g CaCO ₃ L ⁻¹)	0,5 ± 0,0	0,5 ± 0,0	0,7 ± 0,0	0,7 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,4 ± 0,1
AT (g CaCO ₃ L ⁻¹)	2,1 ± 0,0	1,8 ± 0,1	1,8 ± 0,0	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,0	1,7 ± 0,1
AV (g L ⁻¹)	0,9 ± 0,0	0,9 ± 0,2	1,7 ± 0,0	2,1 ± 0,1	3,3 ± 0,0	3,7 ± 0,1
Relação AV/AT	0,4 ± 0,0	0,5 ± 0,1	1,0 ± 0,0	1,2 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,1 ± 0,2
COT (g L ⁻¹)	20,7 ± 0,1	20,1 ± 0,1	19,9 ± 0,2	19,7 ± 0,1	19,6 ± 0,2	19,6 ± 0,1
NTK (g L ⁻¹)	3,4 ± 0,0	2,7 ± 0,0	2,4 ± 0,0	2,1 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,2 ± 0,1
Relação C/N	6,0 ± 0,0	7,6 ± 0,1	8,3 ± 0,2	9,2 ± 0,2	12,2 ± 0,6	17,0 ± 0,9
P (g kg ⁻¹ de ST)	21,7 ± 1,2	21,1 ± 0,3	17,4 ± 1,1	15,1 ± 0,5	11,3 ± 0,7	7,7 ± 0,2
K (g kg ⁻¹ de ST)	8,8 ± 1,1	12,2 ± 0,8	13,4 ± 1,0	16,0 ± 0,4	18,1 ± 0,9	19,7 ± 0,5
Fe (g kg ⁻¹ de ST)	3,5 ± 0,0	3,4 ± 0,1	3,1 ± 0,1	2,9 ± 0,0	2,6 ± 0,0	1,2 ± 0,0
Ca (g kg ⁻¹ de ST)	7,3 ± 0,6	7,2 ± 0,3	7,5 ± 0,6	8,2 ± 0,7	8,1 ± 0,8	19,1 ± 1,5
Cu (g kg ⁻¹ de ST)	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0
Mg (g kg ⁻¹ de ST)	6,2 ± 0,3	6,9 ± 0,3	7,2 ± 0,2	7,4 ± 0,2	7,5 ± 0,6	7,8 ± 0,4
Mn (g kg ⁻¹ de ST)	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,0
Na (g kg ⁻¹ de ST)	3,7 ± 0,3	3,0 ± 0,3	4,6 ± 0,8	3,3 ± 0,9	4,3 ± 0,8	4,3 ± 0,3
Zn (g kg ⁻¹ de ST)	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,3 ± 0,0

ST - sólidos totais; SV - sólidos voláteis; SF - sólidos fixos; pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; AçT - açúcares totais; Lp - lipídios totais; AP - alcalinidade parcial; AI - alcalinidade intermediária; AT - alcalinidade total; AV - acidez volátil; COT - carbono orgânico total; NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; P - fósforo; K - potássio; Fe - ferro; Ca - cálcio; Cu - cobre; Mg - magnésio; Mn - manganês; Na - sódio; Zn - zinco.

As concentrações de sólidos totais dos tratamentos oscilaram entre 4,4 e 4,1%, devido à variabilidade da densidade do lodo e da batata-doce. Em média, 84,3% dos sólidos totais adicionados nos reatores corresponderam aos sólidos voláteis, isto é, material orgânico

passível de ser convertido em biogás, e 15,7% corresponderam aos sólidos fixos (material mineral).

Com o aumento da proporção de batata-doce nos tratamentos, verificou-se aumento nas concentrações de açúcares totais, da acidez volátil, na relação AV/AT e, conseqüentemente, redução do pH. Fica evidente, portanto, que a batata-doce, de fato, é um substrato rico em açúcares totais facilmente hidrolisáveis, ou seja, polissacarídeos que são reduzidos a glicose, frutose e sacarose (RAHMAN et al., 2015). Por sua vez, esses açúcares são convertidos instantaneamente em ácidos orgânicos.

Ao analisar conjuntamente as Tabelas 6 e 3, observa-se que o lodo de flotador do abate de frangos é a principal fonte de lipídios, nitrogênio e fósforo nos tratamentos. Isso pode ser explicado pelo fato de tal substrato ser rico em triglicerídeos, ácidos graxos de cadeias longas, proteínas, aminoácidos (CUETOS et al., 2017) e substâncias fosforadas (RUNHO, 2001), provenientes do sangue das aves abatidas. Em função disso, se estabelece uma relação diretamente proporcional entre o acréscimo de lodo nos tratamentos e o aumento das concentrações dos elementos supracitados.

A concentração de carbono orgânico total apresentou pequena variação entre os tratamentos (de 19,6 a 20,7 g L⁻¹). Isso significa que ambos os substratos possuem consideráveis quantidades de carbono, pois os triglicerídeos e ácidos graxos presentes no lodo são moléculas que formam longas estruturas com 15 ou mais carbonos; e os carboidratos complexos da batata-doce (amido) são polímeros formados por n moléculas de C₆H₁₀O₅ (RAHMAN et al., 2015). Contudo, por causa da grande quantidade de nitrogênio presente no lodo, os acréscimos gradativos de tal substrato causaram a redução da relação C/N nos tratamentos.

A codigestão entre o lodo e a batata-doce, com a adição do inóculo, reuniu diversos nutrientes nos tratamentos. Além dos macronutrientes (carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio), os oligoelementos, também importantes para o bom desempenho da digestão anaeróbia, estavam presentes nos tratamentos avaliados, dentre eles, ferro, cobre, manganês, sódio e zinco. Grande parte desses oligoelementos estavam contidos no lodo e no inóculo utilizado (Tabela 3), isto é, digestato de um biodigestor abastecido com dejetos de bovinocultura de leite alimentada com dietas enriquecidas com minerais, os quais não são completamente absorvidos pelo organismo do animal e são eliminados pelas dejeções.

De acordo com Zhang (2003), elementos como ferro, cobre, zinco e magnésio, contribuem para o adensamento celular de microrganismos metanogênicos e, desta forma, indiretamente, aumentam o rendimento da produção de metano e dificultam a acidificação do sistema. Nordell et al. (2016) relataram que oligoelementos como ferro, cobre e zinco podem atuar como co-fatores enzimáticos auxiliares na solubilidade de substâncias orgânicas. Segundo Park e Novak (2013), a presença de ferro na digestão anaeróbia reduz o gás sulfídrico no biogás em até 65%, devido a precipitação de FeS.

5.1.2 Produção e composição do biogás

Os potenciais de produção de biogás e metano e os teores de metano obtidos a partir das monodigestões do lodo proveniente do abate de frangos e da batata-doce, bem como da codigestão de ambos, são apresentados na Figura 11.

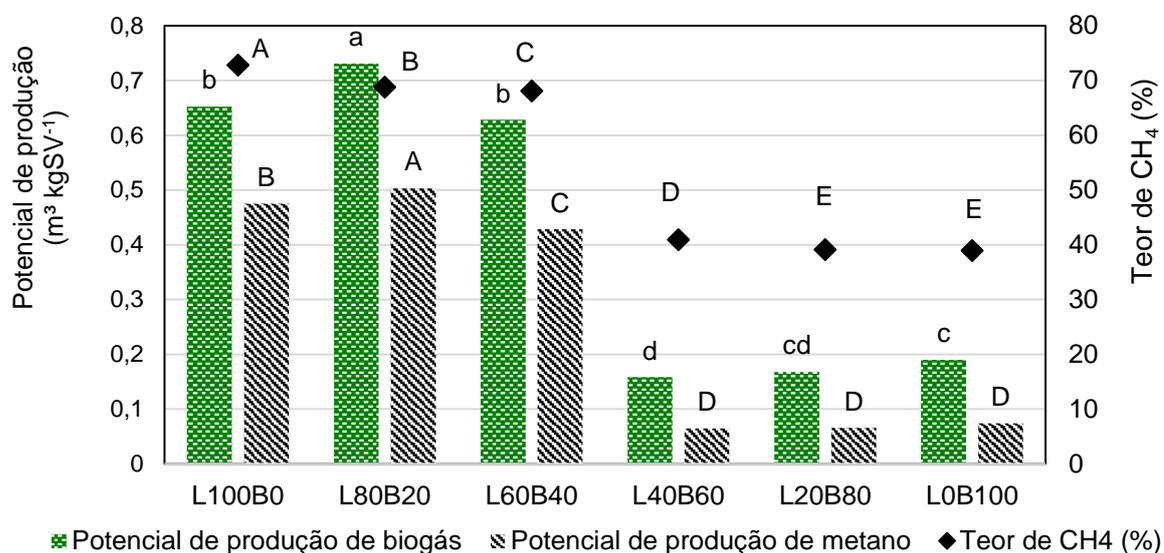


Figura 11 Potencial de produção de biogás e metano e o teor de metano no ensaio batelada. As letras minúsculas estão associadas ao potencial de produção de biogás e as maiúsculas ao potencial de produção de metano e teor de metano. Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes (Tukey com $p < 0,05$).

Os tratamentos avaliados no ensaio batelada apresentaram biogás com teores de metano variando entre 72,8 e 38,9%. A partir de 40% de batata-doce nas misturas, houve significativa redução nos teores de metano (L40B60-40,9, L20B80-39,1 e L0B100-38,9%). Além disso, tais tratamentos apresentaram os menores potenciais de produção de biogás e metano. Esse comportamento é consequência da rápida conversão dos açúcares da batata-doce em ácidos intermediários precursores do metano, os quais criam um ambiente inibitório aos microrganismos metanogênicos quando se acumulam no reator (YUAN et al., 2016; LI et al., 2016; LE; STUCKEY, 2017).

Por outro lado, os maiores teores de metano foram observados nos tratamentos em que as proporções de lodo predominavam nas misturas. Embora a monodigestão do lodo tenha apresentado teor de metano estatisticamente maior (L100B0-72,8%), o tratamento L80B20 apresentou os maiores potenciais de produção de biogás ($0,731 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$, $p < 0,05$) e de metano ($0,503 \text{ m}^3 \text{ kg SV}^{-1}$, $p < 0,05$), indicando que na codigestão de 80% lodo com 20% de batata-doce, os substratos se complementaram sinergicamente, o que garantiu um ambiente ótimo para a atividade dos microrganismos anaeróbios devido ao equilíbrio dos nutrientes (HUANG et al., 2016).

O lodo de flotor proveniente do abate frangos, mostrou-se bastante propício ao aproveitamento energético, visto que os potenciais de produção de metano de tal substrato nos tratamentos L100B0, L80B20 e L60B40 (0,475; 0,503 e 0,428 m³ kg SV⁻¹, respectivamente), se destacam quando comparados com os potenciais de metano de outros resíduos agroindustriais codigeridos em sistemas batelada sob temperaturas mesofílicas. Zhang et al. (2013) obtiveram 0,388 m³CH₄ kg SV⁻¹ trabalhando com dejetos bovinos com resíduos alimentares; Li et al. (2016) observaram 0,415 m³CH₄ kg SV⁻¹ trabalhando com dejetos bovinos, farinha de milho e resíduo de tomate. Esse destaque está relacionado ao fato de o lodo ser rico em lipídios e proteínas (Tabela 1), pois enquanto o potencial metanogênico teórico de substratos lipídicos e proteicos são de 1.014 e 740 L CH₄ kg SV⁻¹, respectivamente, os carboidratos são da ordem de 370 L CH₄ kg SV⁻¹ (WAN et al., 2011).

Embora os tratamentos com maiores proporções de lodo tenham apresentado as maiores produções de biogás ao final do processo, quando se analisa isoladamente os primeiros dias de fermentação, observa-se que a produção acumulada de biogás obedeceu ao padrão: L0B100>L20B80>L40B60>L60B40>L80B20<L100B0 (Figura 12). Esse comportamento inicial se deve à alta taxa de hidrólise que os açúcares presentes na batata-doce apresentaram, pois, em contato com o inóculo ativo, foram imediatamente convertidos em ácidos e, na sequência, em biogás. Os tratamentos L100B0, L80B20 e L60B40 levaram de 10 a 12, 9 a 11 e 15 a 18 dias, respectivamente, para superar a produção acumulada de biogás de L0B100, L20B80 e L40B60.

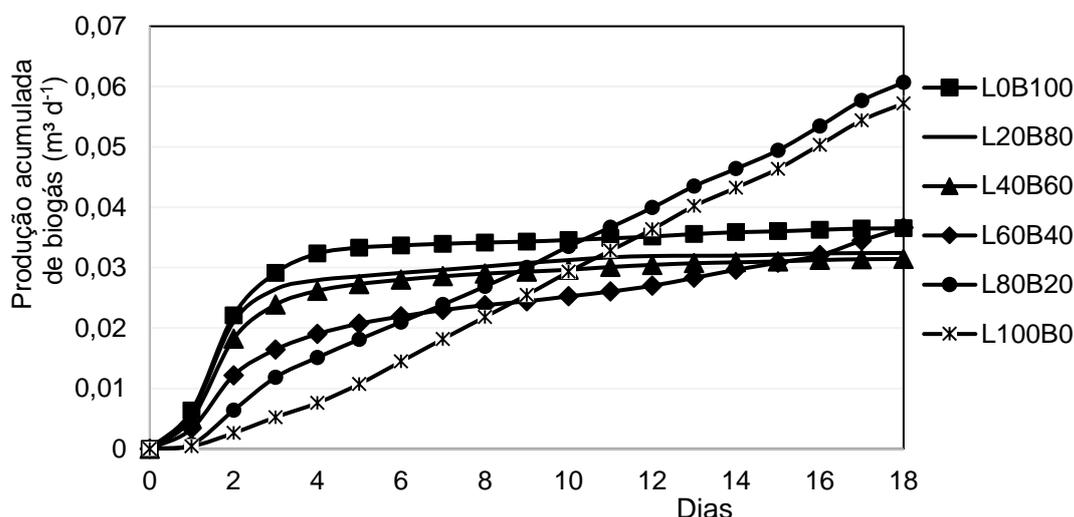


Figura 12 Produção acumulada de biogás dos tratamentos nos primeiros 18 dias de fermentação.

A Figura 13 apresenta os gráficos de produção volumétrica diária de biogás ao longo do tempo e as produções acumuladas de CH₄, CO₂ e H₂ dos tratamentos estudados.

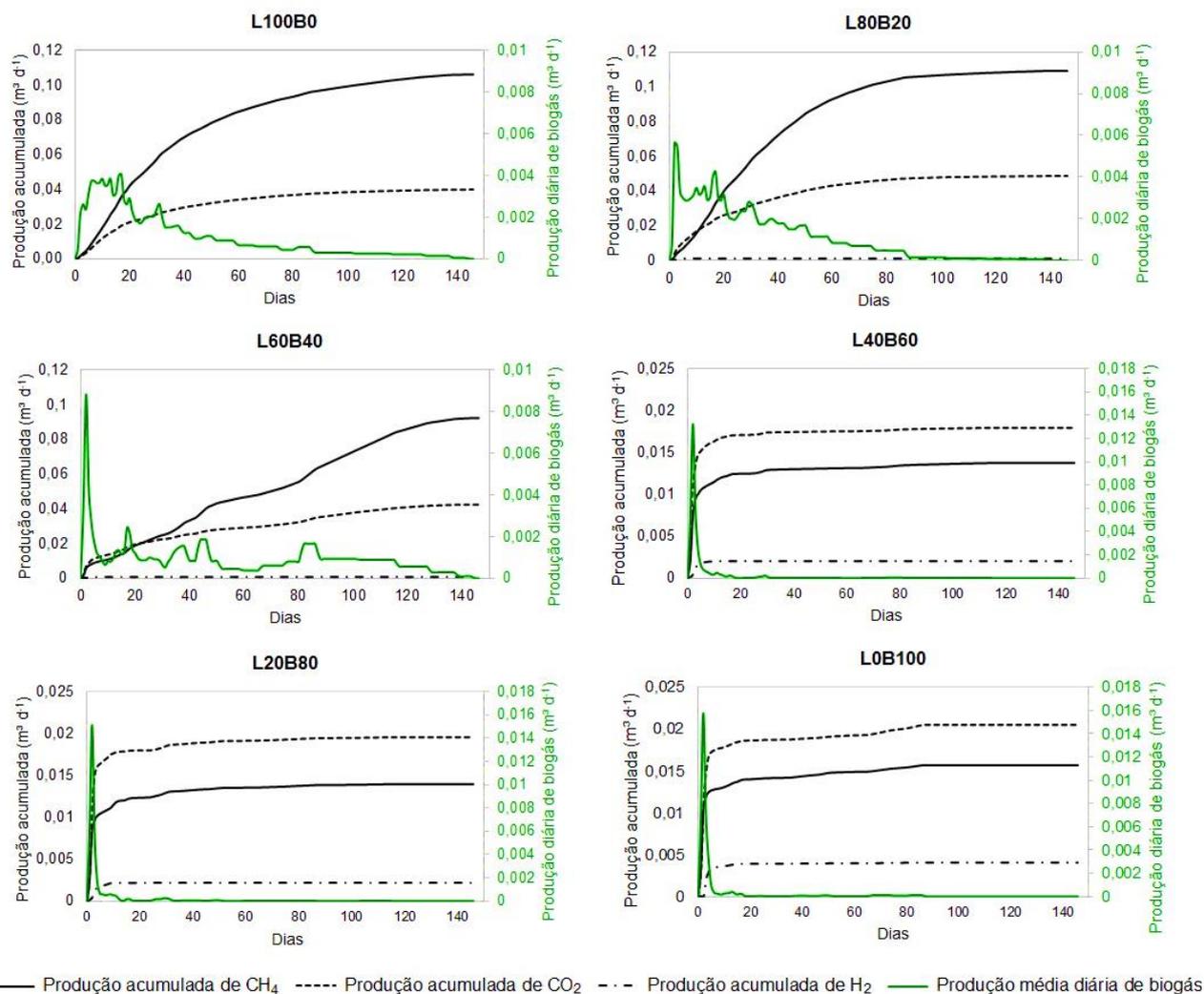


Figura 13 Produção volumétrica diária de biogás e produções acumuladas de CH₄, CO₂ e H₂ dos tratamentos do ensaio batelada.

O tratamento L100B0 apresentou maior produção volumétrica de biogás nos primeiros 40 dias e, a partir desse período, foi reduzindo constantemente até cessar. O tratamento L80B20 apresentou um pico bastante pronunciado na primeira semana, possivelmente devido à rápida hidrólise seguida da conversão dos ácidos orgânicos voláteis provenientes de açúcares da batata-doce em biogás. Entre os dias 15 e 30, observam-se mais dois picos de produção em L80B20, os quais podem estar relacionados à disponibilidade de produtos intermediários mais resistentes, oriundos de proteínas e lipídios contidos no lodo. Com 80 dias de codigestão, a produção volumétrica acumulada de CH₄ do tratamento L80B20 correspondia a 97% de sua produção volumétrica total, enquanto que a produção volumétrica acumulada de CH₄ do tratamento L100B0 correspondia a 84% de sua produção volumétrica total. Essa maior produção de metano em menor tempo pode ser entendida como um efeito sinérgico da codigestão da mistura de 80% lodo com 20% de batata-doce (HUANG et al., 2016).

O tratamento L60B40 apresentou um comportamento de produção de biogás e metano atípico, provavelmente em função de desequilíbrios nutricionais entre as proporções de lodo

e batata-doce. Devido às seguidas alternâncias entre produção e interrupção de produção de biogás, infere-se que condições adversas se estabeleceram no meio reacional, limitando a atividade de uma grande diversidade de microrganismos mais sensíveis. Nesses períodos, então, grupos reduzidos de microrganismos mais adaptados, mesmo em condições adversas, continuavam ativos e, lentamente, convertiam os ácidos formados nas fases acidogênica e acetogênica em biogás.

Vale mencionar ainda que as produções acumuladas de CO₂ nos tratamentos L0B100, L20B80 e L40B60 superaram as produções acumuladas de CH₄. Esse comportamento é característico de consumo de alcalinidade por acúmulo de ácidos, levando o pH do meio à faixas ácidas. Em condições de pH acima da neutralidade, a maioria do CO₂ está solubilizado na forma de bicarbonato e carbonato; já em condições de pH ácido, a maioria do CO₂ está como molécula livre, aumentando o seu teor no biogás (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). Além disso, a presença sobressalente de H₂ livre observada nos tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100 também indica rápida acidificação do meio (GIOVANNINI et al., 2016).

5.1.3 Eficiência de remoção de material orgânico

A Tabela 7 apresenta as eficiências de remoção de material orgânico na forma de sólidos totais, sólidos voláteis, carbono orgânico total, açúcares totais e lipídios. Os tratamentos L100B0 e L80B20 apresentaram as maiores remoções de sólidos totais, sólidos voláteis e carbono orgânico total, as quais foram estatisticamente iguais. Apesar da monodigestão anaeróbia do lodo ter apresentado boa eficiência de remoção de sólidos, a adição de 20% de batata-doce causou efeito sinérgico no tratamento L80B20, pois apresentou o maior potencial de produção de CH₄ (0,5032 m³ kg SV⁻¹) observado no estudo.

Tabela 7 Eficiências de remoção de sólidos totais e voláteis, açúcares totais e lipídios

Tratamentos	Eficiências de remoção (%)				
	Sólidos totais	Sólidos voláteis	Carbono orgânico total	Açúcares totais	Lipídios totais
L100B0	47,7a	57,8a	57,8a	70,2b	79,1a
L80B20	48,7a	57,5a	57,5a	89,9a	84,9a
L60B40	38,8b	48,0b	48,0b	89,9a	52,4b
L40B60	26,0c	29,9c	29,9c	87,8a	0,0 c
L20B80	26,7c	30,4c	30,4c	90,0a	0,0 c
L0B100	29,8c	33,6c	33,6c	84,4ab	0,0 c

Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey com 5% de significância.

As concentrações iniciais de açúcares totais em L100B0, L80B20, L60B40, L40B60, L20B80 e L0B100 foram 0,2; 2,2; 3,1; 3,6; 4,6; 5,5 g kg⁻¹, respectivamente. As eficiências de remoção de açúcares variaram entre 87,7 e 90% nos tratamentos que continham batata-doce. Pode-se inferir que essas remoções significativas de açúcares totais ocorreram principalmente nos primeiros cinco dias de codigestão, pois foi o período em que foram

verificados os primeiros e maiores picos de produção de biogás (Figura 13). Isso se deve ao fato de que os carboidratos, como o amido/açúcares presentes na batata-doce, são materiais orgânicos considerados como fonte primária de energia aos microrganismos porque possuem biodegradabilidade muito rápida (LE; STUCKEY, 2017).

Diferentemente dos açúcares, que podem ser hidrolisados em horas ou minutos, os lipídios levam dias ou até mesmo semanas (JAIN et al., 2015). Esse período maior que os lipídios precisam para serem hidrolisados podem induzir atrasos na produção de metano e, visando sanar este entrave, estudos de pré-tratamentos enzimáticos, químicos, termobáricos, termoquímicos, ultra-sônicos, entre outros, têm sido realizados com esses materiais (MENG et al., 2017; HARRIS et al., 2015; ZEYNALI et al., 2017).

As concentrações iniciais de lipídios em L100B0, L80B20, L60B40, L40B60, L20B80 e L0B100 foram 94,2; 81,2; 75,7; 33,8; 25,0 e 15,3 g kg⁻¹, respectivamente. Os tratamentos L100B0 e L80B20 apresentaram as eficiências de remoção maiores e estatisticamente iguais (Tabela 7). Por outro lado, L40B60, L20B80 e L0B100 não apresentaram remoção de lipídios. A eficiência de remoção nula nesses tratamentos, indica que os lipídios foram concentrados. Isso ocorreu porque outros materiais orgânicos, como o açúcar, por exemplo, hidrolisaram primeiro e possivelmente criaram um ambiente tóxico aos microrganismos envolvidos no processo devido à acúmulo de ácidos (HUANG et al., 2016), impedindo a remoção de lipídios do meio.

5.1.4 Estabilidade do processo

Os tratamentos com maiores concentrações de lodo apresentaram aumentos significativos na capacidade tampão do meio, visto que os valores de AT em L100B0, L80B20, L60B40 foram de 2,1, 1,8, 1,8 g CaCO₃ L⁻¹ no início, e 6,6, 6,0, 5,1 g CaCO₃ L⁻¹ no final, respectivamente (Apêndice B). O fato do lodo possuir elevado teor de proteínas provenientes do sangue das aves abatidas pode explicar esses acréscimos (BOROWSKI; KUBACKI, 2015). A degradação de proteínas e aminoácidos causa a liberação de NH₃, que reage com o CO₂ e a H₂O produzindo alcalinidade ao sistema por meio do carbonato de amônio (KHANAL, 2008).

Por outro lado, nos tratamentos em que a concentração de batata-doce predominava, foi observado o consumo total da AP (eliminação dos carbonatos e bicarbonatos), destruindo completamente a capacidade de neutralizar os ácidos formados no meio reacional. A relação AV/AT mostrou que concentrações de batata-doce a partir 60% provocaram desequilíbrio no sistema por acúmulo de ácidos orgânicos voláteis de cadeia curta (AGVs). Os tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100 apresentaram relações AV/AT de 3,31, 4,41 e 6,51, respectivamente (Figura 14). Valores de AV/AT ente 0,4-0,8 sugerem possíveis instabilidades e AV/AT ≥ 0,8 indicam acúmulo excessivo de ácidos orgânicos voláteis (RIPLEY et al., 1986; KHANAL, 2008; FONOLL et al., 2015; LI et al., 2016). Esses desequilíbrios são característicos

de substratos ricos em açúcares, devido a sua rápida hidrólise e conversão em ácidos (ABOUDI et al., 2016).

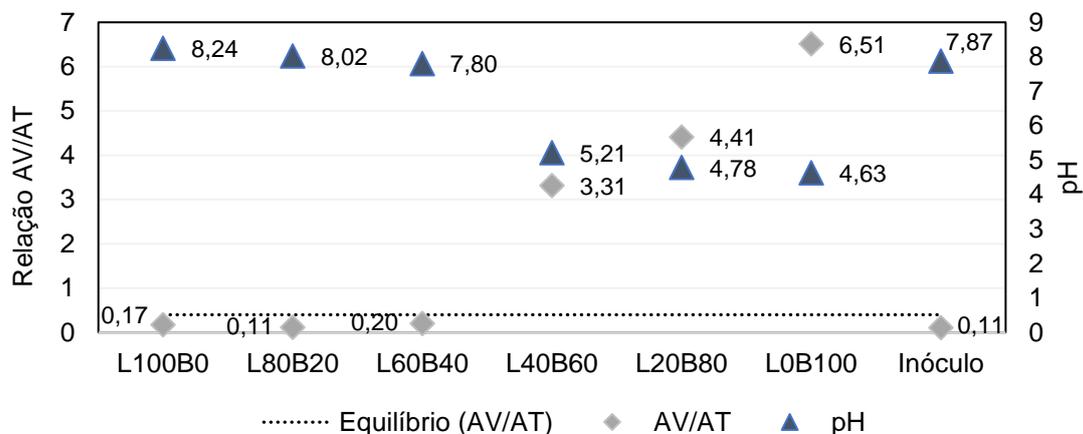


Figura 14 Relação AV/AT e pH observada nos tratamentos estudados.

De modo geral, verificou-se que os tratamentos com as menores relações C/N iniciais (Tabela 6) foram mais estáveis, ao passo que os tratamentos com as relações C/N iniciais a partir de 9,2 foram instáveis.

Os valores de AV/AT observados apresentaram forte correlação¹ com a porcentagem de CH₄ no biogás ($\rho = -0,8688$), alcalinidade parcial ($\rho = 0,7019$), pH ($\rho = -0,8065$), ácido acético ($\rho = 0,7599$), ácido butírico ($\rho = 0,8592$) e, principalmente, com o ácido propiônico ($\rho = 0,9057$). Valores elevados dessa relação indicam que a alcalinidade foi consumida pelo aumento dos AGVs que, por sua vez, causam quedas abruptas de pH fazendo com que a produção de CH₄ diminua pela inibição das arqueas metanogênicas (FRANKE-WHITTLE et al., 2014). Desta forma, os baixos teores de CH₄ observadas no biogás dos tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100 (41, 39 e 39%, respectivamente) têm forte correlação com a interrupção da atividade metanogênica causada pelo acúmulo de AGVs totais ($\rho = -0,8447$), pois tais tratamentos apresentavam concentrações de AGVs superiores a 16.000 mg L⁻¹.

As concentrações dos ácidos acético, propiônico, butírico e fórmico, bem como suas porcentagens são apresentadas na Figura 15. O ácido fórmico foi responsável por 100% da concentração de AGVs nos tratamentos L100B0 (1.335 mg L⁻¹) e L80B20 (1.696 mg L⁻¹). Na medida em que aumentou a concentração de batata-doce nos tratamentos (L40B60, L20B80 e L0B100) o pH foi reduzido (5,21, 4,78 e 4,63), favorecendo o aumento das concentrações dos ácidos propiônico (2.275, 2.406, 3.555 mg L⁻¹) e butírico (3.661, 4.476, 5.164 mg L⁻¹) (WANG et al., 2014). Segundo Khanal (2008) e Mcleod et al. (2015), isso ocorre devido ao aumento da pressão parcial de hidrogênio que inibe as bactérias que degradam esses dois ácidos. Vale frisar que as produções volumétricas totais de H₂ foram crescentes em L40B60, L20B80 e L0B100 (1,97, 2,19, 4,05 L, respectivamente).

¹ A matriz de correlação de Spearman está apresentada no Apêndice C deste trabalho.

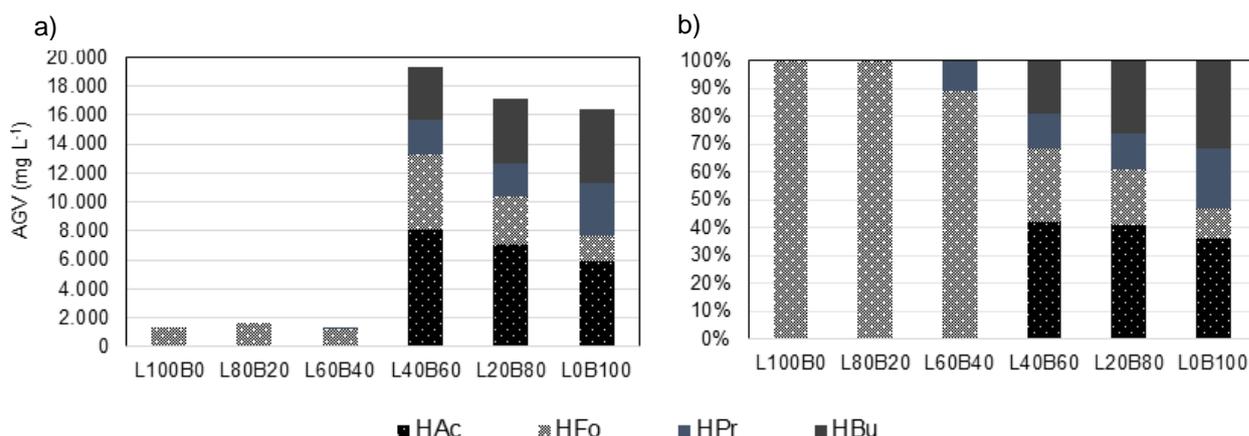


Figura 15 Concentração final de AGVs (a) e suas respectivas porcentagens em relação à concentração total (b) nos diferentes tratamentos avaliados.

HAc - ácido acético; HFo - ácido fórmico; HPr - ácido propiônico; HBU - ácido butírico

Já as concentrações dos ácidos acético (8105, 7006, 5909 mg L⁻¹) e fórmico (5184, 3420, 1795 mg L⁻¹) diminuíram com o aumento da concentração de batata-doce nos tratamentos. Wang et al. (2009) avaliaram a influência dos AGVs na produção de metano e relataram que concentrações de ácidos acético, propiônico, butírico de 4.125, 2.856, 3.457 mg L⁻¹ respectivamente, resultaram em interrupção absoluta da produção de metano.

O ácido acético foi o principal ácido encontrado nos tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100, representando respectivamente 42, 41 e 36% dos AGVs totais, e o ácido propiônico foi o ácido que menos contribuiu para a acidez volátil total desses tratamentos (12, 13, 22%, respectivamente).

Foi observada uma pequena concentração de ácido propiônico (148 mg L⁻¹) no tratamento L60B40 (10,8% dos AGV totais) mesmo depois de 145 dias de codigestão. Isso se deve ao fato de que a taxa de degradação do ácido propiônico tende a ser mais lenta, pois envolve reações enzimáticas específicas e sua redução é termodinamicamente desfavorável na digestão anaeróbia (WANG et al., 1999).

5.1.5 Valorização agrônômica do biofertilizante

Os biofertilizantes obtidos a partir das monodigestões e codigestões entre o lodo de flotor do abate de frangos e batata-doce, apresentaram características agrônômicas interessantes, no que tange aos nutrientes. A Tabela 8 apresenta as concentrações finais de macro e micronutrientes encontrados nos biofertilizantes.

Tabela 8 Concentrações de macronutrientes primários e secundários e micronutrientes presentes nos biofertilizantes provenientes das fermentações do lodo e/com a batata-doce.

Tratamentos	NTK			P			K		
	g kg de ST ⁻¹								
L100B0	157,97 a			43,27 a			19,02 b		
L80B20	132,83 b			30,06 b			20,40 b		
L60B40	101,74 c			18,79 c			27,10 a		
L40B60	76,83 d			16,52 d			21,24 b		
L20B80	58,26 e			12,21 e			26,09 a		
L0B100	45,93 f			8,60 f			27,63 a		

Tratamentos	Fe	Ca	Cu	Mg	Mn	Na	Zn	Al	Ni
	g kg de ST ⁻¹								
L100B0	4,13 a	31,1 a	0,56 a	10,8 a	0,35 a	9,9 a	0,39 a	4,78 a	0,005 a
L80B20	4,02 ab	27,2 ab	0,59 a	9,1 ab	0,34 a	6,8 bc	0,40 a	4,47 a	0,008 a
L60B40	3,89 ab	24,4 ab	0,60 a	9,1 ab	0,31 ab	8,5 ab	0,42 a	4,54 a	0,006 a
L40B60	3,54 b	20,9 b	0,45 b	8,7 ab	0,24 bc	5,2 c	0,31 b	3,24 b	0,006 a
L20B80	3,04 c	20,7 b	0,43 b	7,9 b	0,22 c	4,4 c	0,30 b	2,99 b	0,007 a
L0B100	2,05 d	20,4 b	0,43 b	7,9 b	0,20 c	4,4 c	0,30 b	2,43 b	0,006 a

ST - sólidos totais; NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; P - fósforo; K - potássio; Fe - ferro; Ca - cálcio; Cu - cobre; Mg - magnésio; Mn - manganês; Na - sódio; Zn - zinco; Al - alumínio; Ni - níquel.

Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey com 5% de significância.

Os elementos Cd e Co não foram detectados.

Os tratamentos L100B0, L80B20 e B60B40 apresentaram as maiores quantidades de macro e micronutrientes ($p < 0,05$) no biofertilizante, exceto para o potássio, que não seguiu um padrão característico. Além desses tratamentos terem em suas composições iniciais as maiores quantidades de macro e micronutrientes (Tabela 8), eles também apresentaram as maiores eficiências de remoção de material orgânico (Tabela 7), o que implica numa maior concentração de material mineral no biofertilizante (ORRICO JÚNIOR et al., 2010; ALBURQUERQUE et al., 2012).

Os tratamentos com maiores proporções de lodo resultaram em biofertilizantes mais ricos em nitrogênio. Em processos anaeróbios, as formas orgânicas de nitrogênio são reduzidas principalmente à amônia (NH_3) e/ou amônio (NH_4^+), sendo esta última assimilável pelas plantas. Diferentemente de processos aeróbios como a compostagem, em que o nitrogênio orgânico é convertido em nitrato e amônio, este volatilizado na forma de amônia devido às altas temperaturas das leiras, nos processos anaeróbios, as perdas de nitrogênio para o ambiente externo são mínimas, o que confere ao biofertilizante elevado valor nutricional como adubo orgânico (COSTA et al., 2016). O nitrogênio é crucial para as plantas, uma vez que está presente em biomoléculas (ATP, NADH, NADPH, clorofila, proteínas e inúmeras enzimas) responsáveis pelo crescimento, desenvolvimento e produtividade dos vegetais (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000; DEUNER et al., 2008).

O fósforo é outro nutriente indispensável para as plantas; porém, o ferro e o alumínio presentes em solos tropicais, como os do Brasil, podem complexar as formas de fósforo, tornando-o indisponível às plantas. A deficiência de fósforo afeta o sistema radicular das plantas, reduzindo-o, e dificulta, desta forma, a absorção de outros nutrientes importantes para a floração, formação de sementes e frutificação (OLIVEIRA et al., 2001).

Os valores de cálcio e magnésio também chamam a atenção e foram superiores ($p < 0,05$) nos tratamentos com maior proporção de lodo. Esses dois macronutrientes secundários, além de auxiliarem no controle do pH de solos ácidos (JORIS et al., 2013; TIRITAN et al., 2016), nas plantas também desempenham funções importantes. O magnésio é fundamental para a formação molecular da clorofila; logo, sua ausência inibe a fotossíntese e formação de biomassa. Já o cálcio, atua como agente estruturante na parede celular dos vegetais. Em relação a critérios de qualidade de biofertilizantes, ainda não foram estabelecidos limites para estes macronutrientes secundários (ALBURQUERQUE et al., 2012).

A presença de micronutrientes como ferro, cobre, magnésio e zinco torna-se importante em biofertilizantes, pois a falta destes componentes no solo pode afetar processos enzimáticos e o desenvolvimento de culturas (GUPTA et al., 2008). Os tratamentos L100B0 e L60B40 apresentaram mais sódio, elemento este que deve ser administrado com cautela, a fim de evitar a salinização dos solos (DALIAKOPOULOS et al., 2016; SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017).

Com intuito de valorar agronomicamente os biofertilizantes provenientes dos tratamentos L100B0, L80B20 e L60B40, o nitrogênio total, o fósforo e o potássio foram convertidos e cotados com base em fertilizantes minerais comerciais, isto é, sulfato de amônia, superfosfato simples e cloreto de potássio, respectivamente. Além disso, como o nitrogênio foi o nutriente mais abundante nos biofertilizantes, o que atribui a tais subprodutos potencial de adubar culturas de gramíneas como o milho (ALBURQUERQUE et al., 2012; SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017), foi realizada a valorização do nitrogênio estimando-se o potencial (em área) de produção de milho com base na quantidade de nitrogênio necessária para produzir um hectare (Tabela 9).

Vale mencionar que os tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100 não foram considerados porque, apesar de apresentarem nutrientes, as elevadas concentrações de ácidos orgânicos neles encontradas (Figura 15) induzem a acreditar que os digestatos não estavam estabilizados e, portanto, poderiam surtir efeitos deletérios.

Além dos nutrientes, os biofertilizantes dispõem de remanescentes de matéria orgânica que não foram convertidas em biogás, porém sofreram transformações químicas que as tornam um complexo de substâncias benéficas ao solo. Essa matéria orgânica remanescente nos biofertilizantes, pode melhorar a formação de agregados, a densidade, o pH, as capacidades tampão e de troca catiônica, a mineralização, a capacidade de sorção de metais tóxicos e agrotóxicos, a infiltração de água, a aeração e a atividade microbiana do solo (CUNHA et al., 2015).

Tabela 9 Valorização de biofertilizantes com base na estabilização de 100 toneladas de sólidos totais de substrato

	Tratamentos		
	L100B0	L80B20	L60B40
Eficiência de remoção de Sólidos totais (%)	47,7	48,7	38,8
Sólidos totais remanescentes (kg)	52258,7	51264,2	61204,7
Matéria mineral remanescente (kg)	16906,4	15645,1	17502,3
Matéria orgânica remanescente (kg)	35352,3	35619,1	43702,3
Conteúdo de nitrogênio total (kg)	8255,5	6809,6	6226,9
Conteúdo de fósforo (kg)	2261,5	1540,9	1150,1
Conteúdo de potássio (kg)	994,2	1045,8	1658,8
Conteúdo de sulfato de amônio (kg)	1651,1	1361,9	1245,4
Conteúdo de superfosfato simples (kg)	28770,9	19603,2	14631,5
Conteúdo de cloreto de potássio (kg)	1997,4	2101,1	3332,7
Valoração do sulfato de amônio (R\$)	3549,9	2928,1	2677,6
Valoração do superfosfato simples (R\$)	12946,9	8821,4	6584,2
Valoração do cloreto de potássio (R\$)	1897,5	1996,1	3166,1
Potencial de produção de milho (120 kg N ha ⁻¹)	13,8	11,3	10,4

Kg de nitrogênio total para kg de sulfato de amônio = $(N \cdot 20) / 100$

Kg de fósforo para kg de superfosfato simples = $((P \cdot 2,29) \cdot 100) / 18$

Kg de potássio para kg de cloreto de potássio = $((K \cdot 1,20548) \cdot 100) / 60$

A valoração foi realizada junto a empresas especializadas na comercialização de adubos minerais em 2017.

Com a valoração agrônômica baseada no sulfato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio, verificou-se que os biofertilizantes provenientes de L100B0, L80B20 e L60B40 equivalem monetariamente a 16.804, 13.068 e 7.877 reais, respectivamente.

O uso exclusivo dos biofertilizantes, talvez não seja suficiente para suprir as exigências da cultura de milho, sendo necessária a aplicação de agroquímicos; entretanto, eles certamente apresentam potencial como adubação complementar (BARRAGÁN-OCAÑA; DEL-VALLE-RIVERA, 2016). Segundo Tejada et al. (2016), quando aplicados por via foliar, os biofertilizantes podem causar melhorias na produtividade da cultura de milho e auxiliar na redução do ataque de pragas.

5.1.5.1 Índice de Germinação, pH e Condutividade Elétrica

O uso de testes de fitotoxicidade como avaliação do possível uso de biofertilizantes na agricultura apresenta-se com elevada importância (TIGINI et al., 2016). A fitotoxicidade nesses materiais é ocasionada principalmente devido a elevados teores de ácidos orgânicos voláteis e sais presentes (ALBURQUERQUE et al., 2012; SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017). Neste estudo, verificou-se que os valores de pH dos diferentes biofertilizantes, surtiram maior efeito na fitotoxicidade que a condutividade elétrica (Tabela 10). Tratamentos com quantidades de lodo superiores a 60% em sua composição apresentaram valores estatisticamente maiores de pH, indicando menor acúmulo de ácidos voláteis como acético, fórmico, propiônico e

butírico. Mesmo que estes tratamentos tenham apresentado maior condutividade elétrica, o menor acúmulo de ácidos voláteis proporcionou maior índice de germinação de *Lipidium Sativum*, se comparado com biofertilizantes com característica ácida. O inóculo apresentou pH ligeiramente básico e baixa condutividade elétrica, combinação esta que resultou no maior índice de germinação observado. Portanto, a CE também pode ser considerado um fator fitotóxico na germinação e uso agrícola de biofertilizantes, uma vez que tal parâmetro afere os sais dissolvidos no biofertilizante (ALBURQUERQUE et al., 2012; KATAKI et al., 2017).

Tabela 10 Índice de germinação, pH e condutividade elétrica

Tratamentos	Índice de germinação (%)	Classificação (BELLO, 2011)	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
L100B0	98,2 ab	Não fitotóxico	8,24 a	184,9 a
L80B20	104,7 ab	Fitoestimulante	8,02 ab	157,9 b
L60B40	86,1 ab	Não fitotóxico	7,80 b	123,7 b
L40B60	77,9 b	Moderadamente fitotóxico	5,21 c	117,3 c
L20B80	77,1 b	Moderadamente fitotóxico	4,78 d	88,4 d
L0B100	77,5 b	Moderadamente fitotóxico	4,63 d	87,2 d
Inóculo	110,2 a	Fitoestimulante	7,87 b	62,3 d

Os tratamentos com quantidades de batata-doce superiores a 60% em sua composição, apresentaram valores estatisticamente menores de pH, devido ao maior acúmulo de ácidos voláteis. Este comportamento refletiu em menor índice de germinação para estes tratamentos. A influência do pH na fitotoxicidade dos biofertilizantes pode ser comprovada também pela correlação analisada entre estes fatores (Apêndice C). Verifica-se correlação forte positiva ($\rho = 0,7883$) entre pH e IG, comprovando que conforme diminuiu o pH nos tratamentos, o IG reduz. Em relação aos ácidos acumulados no processo, é possível observar correlação forte negativa para os ácidos acético ($\rho = -0,7692$), propiônico ($\rho = -0,8721$) e butírico ($\rho = -0,7865$) em relação ao IG. Portanto, quanto maior o acúmulo destes ácidos, maior será a fitotoxicidade dos biofertilizantes (HIMANEN et al., 2012).

Os tratamentos L80B20 e inóculo, apresentaram IG acima de 100%, indicando que o material potencializa a germinação e crescimento de raiz das plantas. Os tratamentos L100B0 e L60B40 apresentaram IG entre 80 e 100%, não indicando fitotoxicidade no material, já os tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100 apresentaram IG entre 60 e 80%, indicando que estes biofertilizantes são moderadamente fitotóxicos, isto é, não estão completamente estabilizados (BELO, 2011).

5.1.6 Análise multivariada: cluster e componentes principais

A análise multivariada de cluster organizou os tratamentos estudados em dois grupos bastante distintos no dendrograma (similaridade de 10% apenas), um constituído pelos tratamentos com maiores proporções de lodo e o inóculo, e o outro pelos tratamentos com

maiores proporções de batata-doce (Figura 16). Analisando cada grupo isoladamente, verifica-se similaridade superior a 90% entre L100B0, L80B20 e L60B40, e similaridade em torno de 80% entre L40B60, L20B80 e L0B100. A formação destes dois grupos evidencia as semelhanças e diferenças existentes entre o comportamento do conjunto das variáveis analisadas nos tratamentos.

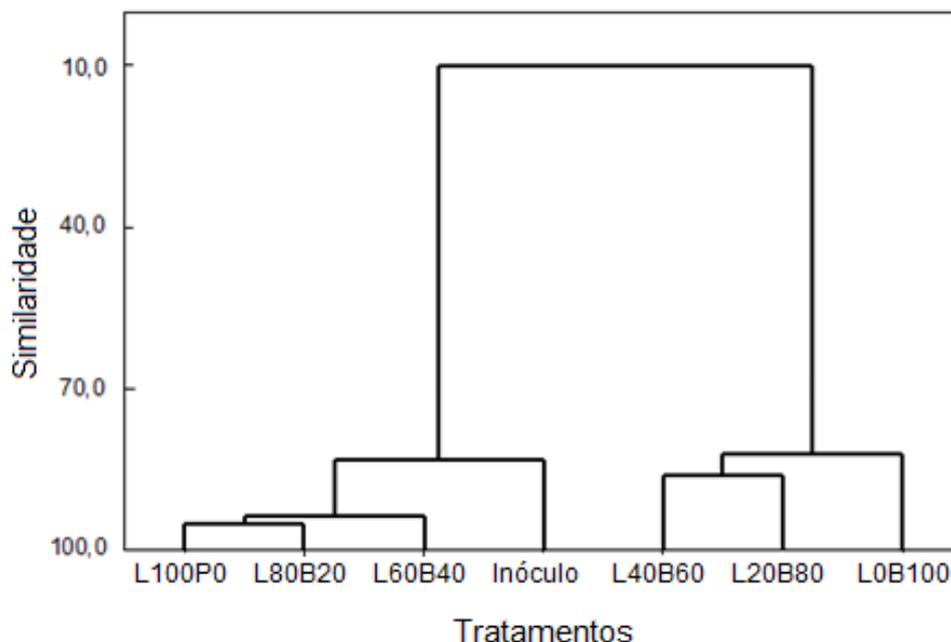


Figura 16 Análise multivariada de cluster nos tratamentos estudados.
L - lodo; B - batata-doce

A fim de investigar agora quais as variáveis estão exercendo mais influência sobre os tratamentos agrupados nos clusters, foi aplicada a análise de componentes principais utilizando as variáveis que apresentaram forte correlação multivariada de Spearman (Apêndice C), isto é, potencial de produção de biogás, potencial de produção de metano, % CH₄, eficiência de remoção de sólidos totais, eficiência de remoção de sólidos voláteis, eficiência de remoção de lipídios, eficiência de remoção de açúcares totais, alcalinidade parcial, acidez volátil, relação acidez volátil/alcalinidade total, pH, condutividade elétrica, ácidos acético, fórmico, propiônico, butírico, índice de germinação, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo e potássio.

Os dois primeiros componentes principais da análise foram capazes de explicar 88% da variabilidade dos dados. A Figura 17 apresenta o gráfico biplot para esses dois componentes principais.

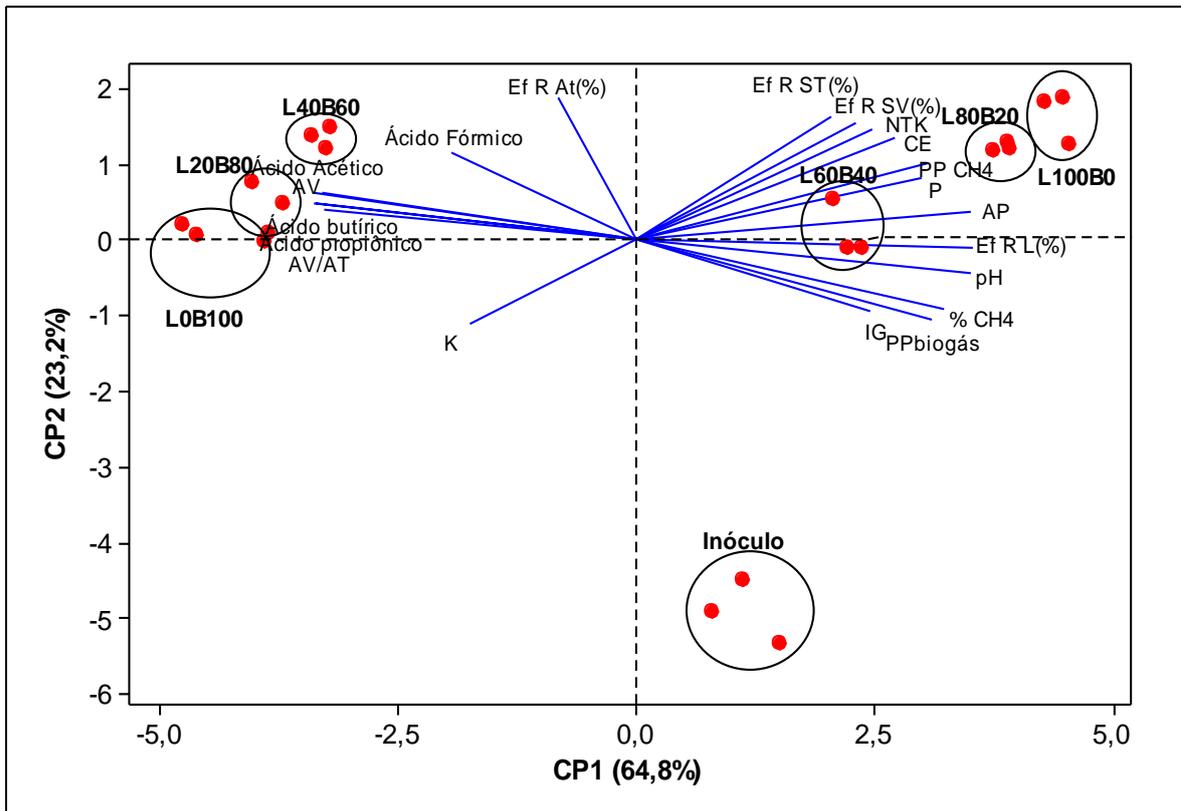


Figura 17 Gráfico biplot da análise de componentes principais do ensaio batelada.

CP - Componente principal; L - Iodo; B - batata-doce; Ef R At(%) - eficiência de remoção de açúcares totais; Ef R SV(%) - eficiência de remoção de sólidos voláteis; Ef R ST(%) - eficiência de remoção de sólidos totais; Ef R L(%) - eficiência de remoção de lipídios; NTK - nitrogênio total Kjeldahl; P - fósforo; K - potássio; CE - condutividade elétrica; AV - acidez volátil; AP - alcalinidade parcial; AV/AT - relação acidez volátil/alcalinidade total; PPbiogás - potencial de produção de biogás, PPCH₄ - potencial de produção de metano; GI - índice de germinação.

O primeiro componente principal (CP1) apresentou explicação de 64,8% da variabilidade dos dados e correlação positiva com as variáveis potencial de produção de biogás, potencial de produção de metano, % CH₄, eficiência de remoção de lipídios, alcalinidade parcial, pH, índice de germinação e fósforo, e correlação negativa com as variáveis acidez volátil, relação acidez volátil/alcalinidade total, ácidos acético, fórmico, propiônico e butírico. Portanto, os tratamentos localizados no quadrante superior direito, L100B0, L80B20 e L60B40, os quais foram agrupados na análise de cluster, representam os maiores potenciais de aproveitamento energético em função da significativa remoção e conversão dos lipídios e proteínas em metano (LONGO et al., 2012) e sais que inseriram alcalinidade parcial no sistema (BOROWSKI; KUBACKI, 2015; KHANAL, 2008). As baixas concentrações de ácidos voláteis nestes tratamentos evidenciaram a ocorrência de equilíbrio entre a sua produção e sua transformação em biogás, evitando colapsos decorrentes de acúmulos e quedas agressivas no pH, garantindo, assim, biofertilizantes sem fitotoxicidade e com altos índices de germinação (FONOLL, et al., 2015; LI et al., 2016, SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017).

O CP2 apresentou explicação de 23,2% da variabilidade dos dados, sendo as variáveis eficiência de remoção de sólidos totais e eficiência de remoção de açúcares totais correlacionadas positivamente com esta componente. As maiores remoções de açúcar foram observadas nos tratamentos L40B60, L20B80 e L0B100 (quadrante superior esquerdo), o que exerceu grande influência sobre a formação e acúmulo dos ácidos acético propiônico e butírico, devido a sua rápida hidrólise (JAIN et al., 2015; ABOUDI et al., 2016; LE; STUCKEY, 2017). Conseqüentemente, a atividade microbiana do processo foi inibida, razão pela qual esses tratamentos apresentam baixos potenciais de produção de metano (WANG et al., 2009; FRANKE-WHITTLE et al., 2014). Provavelmente essa é a razão pela qual estes tratamentos formaram o segundo grupo na análise de cluster.

As variáveis eficiência de remoção de sólidos voláteis, condutividade elétrica, ácido fórmico e nitrogênio total Kjeldahl são explicadas por CP1 e CP2. Entretanto, para a eficiência de remoção de sólidos voláteis, condutividade elétrica e nitrogênio total Kjeldahl, os tratamentos L100B0, L80B20 e L60B40 apresentaram maiores valores para estas variáveis. Já para ácido fórmico, os tratamentos L40B60 e L20B80 apresentaram maiores valores. A concentração de potássio foi explicada por um terceiro componente principal.

5.2 Ensaio semicontínuo

As variáveis potencial de produção de biogás ($\text{m}^3 \text{kg SV}^{-1} \text{d}^{-1}$), potencial de produção de CH_4 ($\text{m}^3 \text{kg SV}^{-1} \text{d}^{-1}$), teor de CH_4 (%), eficiência de remoção de sólidos voláteis (%), alcalinidade total ($\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$), acidez volátil (mg L^{-1}), relação AV/AT, pH, nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}), amônia livre (mg L^{-1}), nitrogênio total Kjeldahl (mg L^{-1}), fósforo (mg L^{-1}) e K (mg L^{-1}) dos tratamentos avaliados no ensaio semicontínuo foram analisadas em conjunto mediante a técnica multivariada de componentes principais. Os dois primeiros componentes principais foram capazes de explicar 81,5% da variabilidade dos dados. Com exceção das variáveis teor de CH_4 (%), potencial de produção de metano e relação AV/AT, que são explicadas pelos dois componentes, as demais variáveis consideradas no ensaio semicontínuo são melhor explicadas pela componente principal 1. A Figura 18 apresenta o gráfico biplot para esses dois componentes principais.

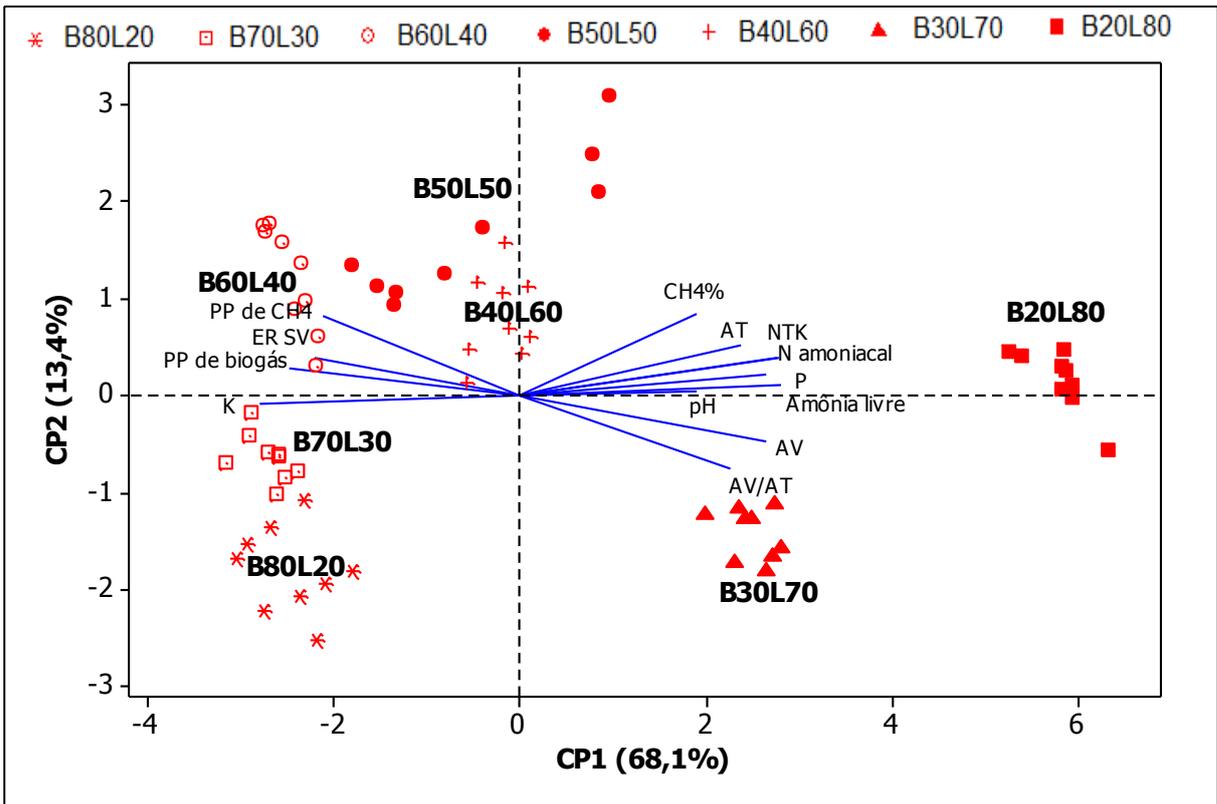


Figura 18 Gráfico biplot da análise de componentes principais do ensaio semicontínuo.

B - batata-doce; L - lodo; PP de biogás - potencial de produção de biogás; PP de CH₄ - potencial de produção de CH₄; CH₄% - teor de CH₄; ER SV - eficiência de remoção de sólidos voláteis; AT - alcalinidade total; AV - acidez volátil, AV/AT - relação acidez volátil e alcalinidade total; N - nitrogênio amoniacal; NTK - nitrogênio total Kjeldahl; P - fósforo; K - potássio.

A análise multivariada permitiu observar o panorama geral do comportamento das variáveis e dos tratamentos no plano, bem como as associações maiores ou menores entre ambos. Verificou-se que os tratamentos B70L30, B60L40, B50L50 e B40L60, localizados nos quadrantes esquerdos do gráfico, foram agrupados mais próximos das variáveis relacionadas ao aproveitamento energético, isto é, potencial de produção de metano e eficiência de remoção de sólidos voláteis.

De fato, os tratamentos com os maiores potenciais de produção de metano foram B70L30, B60L40, B50L50 e B40L60 ($p < 0,05$), conforme apresentado na Figura 19. Possivelmente nestes tratamentos foram obtidas composições balanceadas de nutrientes, culminando em ambientes sinergicamente mais favoráveis ao desenvolvimento e desempenho de microrganismos metanogênicos (HUANG et al., 2016). Por outro lado, os tratamentos B80L20, B30L70 e B20L80, apresentaram os menores ($p < 0,05$) potenciais de produção de metano (0,30, 0,28 e 0,27 m³ CH₄ kg.SV.d⁻¹, respectivamente), evidenciando possíveis desbalanceamentos de nutrientes, o que leva à produção de elementos inibidores (LI et al., 2016; LE; STUCKEY, 2017).

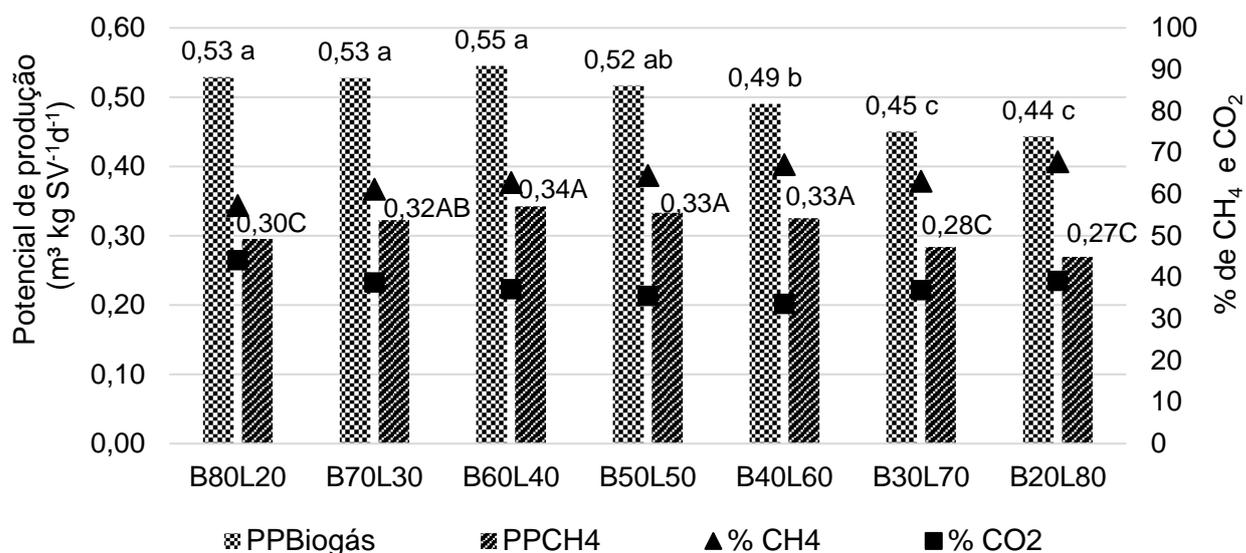


Figura 19 Potencial de produção de biogás e metano e o teor de metano e dióxido de carbono no ensaio semicontínuo.

Os tratamentos com maiores proporções de batata-doce, isto é, B80L20, B70L30 e B60L40, apresentaram os maiores potenciais de produção de biogás ($p < 0,05$). Contudo, na mistura B80L20 foi observada a menor concentração de metano no biogás, haja vista que cerca de 44% de seu volume correspondeu ao gás CO_2 . Grandes produções de CO_2 ocorrem conjuntamente com a produção de ácidos orgânicos de cadeia curta. Tal fenômeno pode ter sido impulsionado pela grande proporção de batata-doce no tratamento B80L20, pois seus açúcares são rapidamente hidrolisáveis (RAHMAN et al., 2015) e convertidos em ácidos orgânicos de curta cadeia molecular. Com exceção da mistura B80L20 (57,3%), as porcentagens de CH_4 dos tratamentos foram superiores a 61,2%, revelando, assim, potencial para aproveitamento energético (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

Ainda na Figura 18, verifica-se que os tratamentos mais distantes da variável potencial de produção de metano (B80L20, B30L70 e B20L80), estão mais próximos da variável acidez volátil. Analisando a Tabela 11, observa-se que tais tratamentos realmente apresentaram concentrações sobressalentes de acidez volátil e relação AV/AT.

Tabela 11 Concentrações de alcalinidade e acidez volátil, bem como AV/AT, pH e eficiência de remoção de sólidos voláteis do ensaio semicontínuo

Tratamentos	Alcalinidade total (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	Acidez volátil (mg L^{-1})	Relação AV/AT	pH	Eficiência de remoção de SV (%)
B80L20	5.760,3 ± 408,8de	4.699,5 ± 564,9cd	0,81 ± 0,05b	7,53 ± 0,1c	25,6 ± 0,7bc
B70L30	5.590,3 ± 392,5e	4.177,1 ± 472,1d	0,75 ± 0,09b	7,50 ± 0,1c	26,4 ± 0,8b
B60L40	6.398,6 ± 465,0cd	2.919,0 ± 388,3e	0,46 ± 0,06c	7,81 ± 0,1bc	30,8 ± 0,8a
B50L50	7.511,3 ± 945,7b	2.268,0 ± 231,3e	0,31 ± 0,05d	7,75 ± 0,2bc	24,2 ± 1,6cd
B40L60	7.380,7 ± 326,1b	5.331,6 ± 296,8c	0,72 ± 0,02b	7,41 ± 0,7c	23,8 ± 1,1d
B30L70	7.070,7 ± 381,6bc	10.136,2 ± 936,6b	1,44 ± 0,14a	8,00 ± 0,1b	21,1 ± 1,0e
B20L80	8.773,1 ± 592,8a	12.589,4 ± 798,0a	1,44 ± 0,06a	8,44 ± 0,2a	21,1 ± 1,3e

A concentração de 4.699 mg L⁻¹ de acidez volátil e a relação AV/AT de 0,81 da mistura B80L20, possivelmente atribuem-se a grande proporção de carboidratos oriundos da batata-doce, os quais são rapidamente hidrolisados e convertidos em ácidos orgânicos de curta cadeia molecular (RAHMAN et al., 2015; JAIN et al., 2015).

Nos tratamentos B30L70 e B20L80, nos quais a proporção de lodo de abate de frangos predominava sobre a batata-doce, os reduzidos potenciais de produção de metano certamente também estão associados às concentrações elevadas de acidez volátil (Tabela 11). Infere-se que a elevada concentração de acidez volátil das misturas B30L70 (10.136,2 mg L⁻¹) e B20L80 (12.589,4 mg L⁻¹) seja contribuição de ácidos orgânicos de cadeias carbônicas longas, visto que são os principais componentes de substâncias lipídicas, como o lodo do abate de aves (CUETOS et al., 2017). Os mecanismos inibitórios dos ácidos orgânicos de longas cadeias moleculares são atribuídos aos efeitos negativos que eles causam na membrana celular dos microrganismos, incitando a interrupção da atividade enzimática, a interrupção do transporte de elétrons e a lise celular (PARK; LI, 2012).

O aspecto de processo parcialmente inibido desses tratamentos (B30L70 e B20L80) pode ser um indicativo de curto tempo de retenção hidráulica (SALMINEN; RINTALA, 2002), aliado ao fato da recirculação de 60% do volume de saída do reator. Isso porque substratos lipídicos como o lodo geralmente apresentam característica hidrofóbica e hidrólise mais demorada (SALMINEN; RINTALA, 2002; JAIN et al., 2015;).

Com relação à capacidade de neutralizar ácidos, observou-se que todos os tratamentos apresentaram concentrações de alcalinidade total elevadas, variando de 5.590,3 até 8.773,1 mg CaCO₃ L⁻¹ (Tabela 11). Isso se deu porque materiais orgânicos nitrogenados como o lodo proveniente do abate das aves, quando degradados, fornecem nutrientes importantes ao processo anaeróbio e, em concentrações adequadas, ainda podem garantir capacidade tampão ao sistema, tornando-o mais estável e menos susceptível a falhas após choques de ácidos orgânicos voláteis não acentuados (LI et al., 2018). Prova disso é que a correlação linear de Pearson² foi muito alta entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal ($r = 0,84$) e amônio ($r = 0,83$).

Embora a alcalinidade dos tratamentos tenha atingido níveis elevados, possivelmente em função da configuração do experimento (aclimatação no período 1 e recirculação de digestato), a concentração de acidez volátil variou de forma expressiva (de 2.268,0 até 12.589,4 mg L⁻¹), o que causou também relações AV/AT oscilando de 0,31 até 1,44. De acordo Friehe et al. (2010), concentrações superiores a 2.000 mg L⁻¹ de acidez volátil já causam inibições ao sistema, quando o pH é 7.

De modo geral, foi observado que conforme aumentava-se a quantidade de batata-doce nas misturas, os indicativos de desequilíbrio do sistema também aumentavam. O mesmo

² A matriz de correlação linear de Pearson está apresentada no Apêndice D deste trabalho.

ocorreu com os aumentos da quantidade de lodo nas misturas, porém, nesses tratamentos, a concentração de acidez volátil e relação AI/AP indicavam desequilíbrios mais severos. Mesmo com as elevadas concentrações de acidez volátil, o pH se manteve em faixas alcalinas, possivelmente, por causa da alcalinidade.

A acidez volátil também influenciou na eficiência de remoção de sólidos voláteis, pois quanto maior foi sua concentração, menor foi a remoção (correlação alta $r = -0,7$), conforme apresentado na Tabela 11. Obviamente, a eficiência de remoção de sólidos voláteis (%) também apresentou correlação linear de Pearson forte e diretamente proporcional com as variáveis potencial de produção de biogás ($r = 0,72$) e metano ($r = 0,64$), uma vez que é a fração volátil dos sólidos totais que é passível de ser convertida em biogás/metano.

Na Figura 20 são apresentadas as concentrações médias das formas de nitrogênio presentes no digestato (sendo a concentração do nitrogênio total Kjeldahl, representada pela soma das concentrações do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal, e este último, pela soma das concentrações de amônia e de amônio).

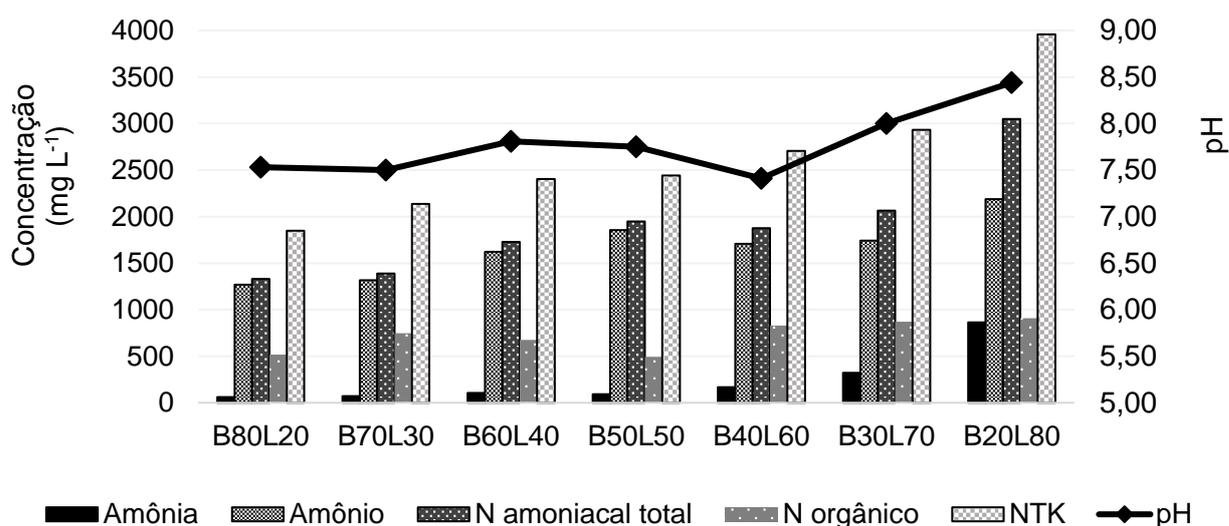


Figura 20 Formas de nitrogênio presentes nos tratamentos avaliados no ensaio semicontínuo.

Foi observado um padrão de aumento da concentração de nitrogênio total Kjeldahl com o aumento da proporção de lodo do abate de frangos nos tratamentos, tanto que as variáveis nitrogênio total Kjeldahl e amônia livre ficaram mais próximas dos tratamentos B30L70 e B20L80 na análise de componentes principais (Figura 18). A concentração de nitrogênio total Kjeldahl variou de 1.847,4 (no tratamento com menor proporção de lodo, B80L20) a 3.958,9 mg L⁻¹ (no tratamento com maior proporção de lodo, B20L80) no ensaio semicontínuo. A presença do nitrogênio orgânico observada mesmo após o processo de estabilização representa as formas nitrogenadas (proteínas hidrofóbicas, aminoácidos, ureia, ácidos nucleicos, enzimas e outros compostos do grupo amina), cujas biodegradações são mais complexas.

Na digestão anaeróbia, maior atenção deve ser destinada ao nitrogênio amoniacal, sobretudo, à amônia, por ser mais tóxica aos microrganismos metanogênicos que o amônio. Nos tratamentos B30L70 e B20L80 foram encontradas as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal, isto é, 2.063,9 e 3.050,3 mg L⁻¹, respectivamente. De acordo com Liu e Sung (2002), tais concentrações são suficientes para inibir o processo de digestão anaeróbia ou reduzir sua eficácia de degradação. Contudo, segundo Friehe et al. (2010), os efeitos adversos à digestão anaeróbia ocorrem a partir de concentrações de 3.500 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal.

A agressividade do nitrogênio amoniacal se torna mais aguda em faixas de pH alcalinas, pois o amônio sofre dissociação e é convertido em amônia. Nos tratamentos B30L70 e B20L80, observou-se que com o pH em 8,00 e 8,44, as concentrações de amônia livre foram de 322,6 e 863,8 mg L⁻¹, respectivamente. A correlação linear de Pearson entre pH e amônia livre foi forte ($r = 0,65$). Garcia e Angenent (2009) relataram que concentrações de 200 mg L⁻¹ de amônia livre causaram falhas nos processos de digestão anaeróbia, por causar desequilíbrio nos prótons e/ou deficiência de potássio nos microrganismos (RODRÍGUEZ et al., 2011).

Portanto, possivelmente os menores potenciais de produção de biogás e metano ($p > 0,05$) obtidos nos tratamentos B30L70 e B20L80 (0,45 e 0,44 m³ de biogás kg.SV.d⁻¹, e 0,28 e 0,27 m³ de CH₄ kg.SV.d⁻¹, respectivamente) estão associados às concentrações sobressalentes de nitrogênio amoniacal (amônia) e acidez volátil total, pois ambos elementos são tóxicos ao processo de digestão anaeróbia quando em excesso.

Pensando na perspectiva de reciclagem de nutrientes contidos nos substratos, bem como sua aplicação agrônômica, o biofertilizante dos tratamentos B30L70 e B20L80 despertam atenção, visto que apresentaram as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo ($p < 0,05$), conforme pode ser verificado na Tabela 12. Ambos os nutrientes estão presentes no lodo do abate de frangos em função das proteínas, aminoácidos (CUETOS et al., 2017) e substâncias fosforadas (RUNHO, 2001) provenientes do sangue das aves abatidas. O potássio não apresentou um padrão; entretanto, há uma tendência de aumento de sua concentração com o acréscimo de batata-doce na mistura.

Tabela 12 Concentrações dos macronutrientes primários dos biofertilizantes provenientes do ensaio semicontínuo

Tratamentos	NTK	P	K
	(mg L ⁻¹)		
B80L20	1.847,4 ± 39,3 d	215,4 ± 4,8 e	533,0 ± 8,6 b
B70L30	2.136,9 ± 50,0 c	226,4 ± 3,5 de	628,0 ± 6,0 a
B60L40	2.404,6 ± 63,5 c	258,2 ± 2,5 c	563,0 ± 9,7 b
B50L50	2.442,8 ± 476,4 c	287,1 ± 55,6 b	526,1 ± 72,7 b
B40L60	2.706,2 ± 39,3 b	253,5 ± 4,9 cd	478,7 ± 7,2 c
B30L70	2.933,8 ± 54,6 b	361,7 ± 9,4 a	411,3 ± 13,1 d
B20L80	3.958,9 ± 115,4 a	378,3 ± 5,1 a	332,0 ± 9,6 e

Devido à elevada concentração de nitrogênio encontrada nos biofertilizantes de modo geral, estes tornam-se potencialmente atrativos à adubação suplementar em culturas de gramíneas, como o milho e trigo, por exemplo. Gramíneas, diferentemente das culturas leguminosas, não possuem mecanismos naturais de síntese do nitrogênio atmosférico em formas de nitrogênio assimiláveis, por isso são ávidas por nitrogênio, visto que tal nutriente é essencial para o seu desenvolvimento (ALBURQUERQUE et al., 2012; SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017).

5.2.1 Análise de viabilidade econômico-financeira

As principais características dos cenários definidos para analisar a viabilidade econômica da implantação da tecnologia de codigestão anaeróbia do lodo proveniente do abate de aves com a batata-doce, estão demonstradas no Apêndice A.

No Quadro 3, são apresentadas as sínteses dos fluxos de caixas para os cenários avaliados. O fluxo de caixa livre do projeto foi estimado considerando-se as receitas, os custos, um horizonte de 15 anos correspondente à vida útil do conjunto biodigestor e motogerador e a taxa de desconto ou taxa mínima de atratividade de 7,9%, a qual representa o custo médio ponderado do capital (CAPM). No primeiro ano do fluxo de caixa, considerou-se o aproveitamento do biogás e do biofertilizante equivalentes a 8 meses de funcionamento do projeto, pois o período necessário à implantação do sistema completo é de aproximadamente 4 meses.

Observou-se que os custos de investimento variaram expressivamente em cada cenário. Isso se deve principalmente aos diferentes tamanhos dos biodigestores nos cenários para obedecer às proporções de lodo e batata-doce dos tratamentos do ensaio semicontínuo. Para os cenários B80L20, B70L30, B60L40, B50L50, B40L60, B30L70, B20L80, foram necessários biodigestores com volumes comerciais de 1.300, 800, 600, 500, 400, 400 e 300 m³, os quais foram cotados em R\$160.000,0, R\$118.000,0, R\$114.500,0, R\$113.000,0, R\$89.000,0, R\$89.000,0 e R\$80.000,0 (Quadro 3), respectivamente. Quanto maiores os tamanhos dos biodigestores, maiores também foram as produções de biogás, pois os mesmos receberiam maiores quantidades de material orgânico diariamente (porém, sempre respeitando 4,5% de sólidos totais – Apêndice A). Logo, a potência do grupo motogerador também variou nos cenários, e quanto maior a potência demandada, maior também foi o seu custo. O cenário B80L20 demandou um motogerador de 120 kVA (R\$ 171.637,0); os cenários B70L30, B60L40 e B50L50 demandaram motogeradores de 80 kVA (R\$ 146.867,0) e os demais cenários demandaram motogeradores de 50 kVA (R\$ 109.917,0). Em média, o custo de investimento representou 24,6% ± 1,1% do custo total nos cenários econômicos.

Quadro 3 Síntese dos fluxos de caixa para os cenários econômicos

CENÁRIOS	B80L20	B70L30	B60L40	B50L50	B40L60	B3LB70	B20L80
Custo total	1.302.713	1.026.820	1.023.845	1.022.570	835.895	835.895	828.245
Receita total	5.810.729	4.395.446	3.139.445	2.551.849	1.949.192	1.850.542	1.754.616
Custo de investimento	331.637,0	264.867,0	261.367,0	259.867,0	198.917,0	198.917,0	189.917,0
Biodigestor Completo	160.000,0	118.000,0	114.500,0	113.000,0	89.000,0	89.000,0	80.000,0
Grupo motogerador	171.637,0	146.867,0	146.867,0	146.867,0	109.917,0	109.917,0	109.917,0
Custos operacionais	168.980,9	129.028,0	127.033,0	126.178,0	101.413,0	101.413,0	96.283,0
Biodigestor manutenção (Anual)	3.200,0	2.360,0	2.290,0	2.260,0	1.780,0	1.780,0	1.600,0
Motogerador manutenção (Anual+2retificas)	60.072,9	44.060,1	44.060,1	44.060,1	32.975,1	32.975,1	32.975,1
Depreciação	-	-	-	-	-	-	-
Vinimanta Superior (5 anos)	48.000,0	35.400,0	34.350,0	33.900,0	26.700,0	26.700,0	24.000,0
Mão de obra + IR(1 Funcionário)	16.297,9	16.297,9	16.297,9	16.297,9	16.297,9	16.297,9	16.297,9
EPIs	1.410,0	1.410,0	1.410,0	1.410,0	1.410,0	1.410,0	1.410,0
Valor residual do sistema	40.000,0	29.500,0	28.625,0	28.250,0	22.250,0	22.250,0	20.000,0
Custo de produção de batata-doce	124.335,5	69.803,3	42.347,4	29.622,5	18.821,1	12.821,0	7.771,0
Receita da atividade do projeto (anual)	387.381,9	293.029,8	209.296,3	170.123,3	129.946,1	123.369,5	116.974,4
Energia Gerada (kWh)	265.564,3	205.087,2	142.995,1	113.092,9	82.649,0	74.243,3	60.308,9
Biofertilizante	121.817,6	87.942,6	66.301,2	57.030,4	47.297,2	49.126,2	56.665,5
Taxas							
Taxa de Desconto SELIC + ABC	7,9%	7,9%	7,9%	7,9%	7,9%	7,9%	7,9%

ABC: linha de financiamento Agricultura de Baixo Carbono (ABC) do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social-BNDES.

Os custos operacionais, as manutenções do biodigestor e do motogerador, bem como a substituição da Vinimanta, foram definidas pelo fabricante de acordo com cada cenário. O custo com mão de obra de um funcionário e EPIs se fazem necessários em função da preservação do sistema, acionamento do motogerador diariamente e uma remoção de lodo do biodigestor durante os quinze anos de vida útil. Os valores residuais de desmobilização do sistema observados nos cenários são diretamente proporcionais aos custos de implantação do biodigestor, uma vez que ele corresponde a 25% desse valor.

Os custos de produção de batata-doce são maiores nos cenários em que a sua demanda é maior. As demandas de batata-doce em matéria natural, para manter os cenários B80L20, B70L30, B60L40, B50L50, B40L60, B30L70 e B20L80 foram, aproximadamente,

2.072, 1.163, 706, 494, 314, 214, 129 toneladas por ano, o que exigiria a disponibilidade de aproximadamente 46, 26, 16, 11, 7, 5 e 3 hectares, respectivamente, de terras agricultáveis para o cultivo da amilácea (SCHWEINBERGER et al., 2016; Apêndice A). Portanto, considerando que R\$0,06 é o custo necessário para produzir 1 kg de batata-doce industrial (SCHWEINBERGER et al., 2016), os cenários B80L20, B70L30, B60L40, B50L50, B40L60, B30L70 e B20L80 apresentaram, respectivamente, custos de produção de batata-doce de R\$124.335, R\$69.803, R\$42.347, R\$29.622, R\$18.821, R\$12.821, R\$7.771 anualmente (Quadro 3), os quais representaram aproximadamente 74, 54, 33, 23, 19, 13 e 8% dos custos operacionais anuais.

Em todos os cenários, as receitas anuais associadas à geração de energia elétrica foram maiores que as receitas referentes à reciclagem dos nutrientes contidos no biofertilizante. A grande quantidade de batata-doce utilizada nos cenários B80L20, B70L30 e B60L40, bem como o fato desses tratamentos terem apresentado os maiores potenciais de produção de biogás no ensaio semicontínuo (Figura 9), certamente influenciaram para que receitas fossem consideravelmente mais expressivas quando comparadas com as receitas dos cenários B50L50, B40L60, B30L70 e B20L80. Aliado a isso, há também o fato de que 60% do volume de biofertilizante produzido diariamente retorna ao biodigestor, não podendo ser absolutamente (100%) valorado.

Com base nos fluxos de caixa, foram calculados os indicadores de viabilidade econômico-financeira, a fim de verificar a rentabilidade ou não de todos os cenários estabelecidos. Segundo Casarotto e Kopittke (2008) e Junges et al. (2009), antes de tomar uma decisão de investimento, é mais que justificável recorrer a estudos de viabilidade econômica lastrados em bases seguras, para reduzir a probabilidade de resultados insatisfatórios e não incorrer em erros irreparáveis que se traduzem em prejuízos com o passar do tempo.

A Tabela 13 apresenta os indicativos econômicos calculados para todos os cenários, levando em conta a desvalorização do dinheiro ao longo do tempo. De modo geral, todos os cenários são atrativos economicamente num horizonte de 15 anos, pois apresentaram valores presentes líquidos superiores a zero, taxas internas de retornos maiores que a taxa mínima de atratividade (7,9%), índices de lucratividade superiores a 60% e o capital investido poderia ser recuperado em poucos anos (no máximo 5,5 anos).

Tabela 13 Indicativos econômicos dos cenários avaliados

Tratamentos	Valor Presente Líquido (R\$)	Taxa Interna de Retorno (%)	Índice de Lucratividade (%)	Payback (anos)
B80L20	703.320,42	39,54	212,08	3,5
B70L30	662.531,09	44,95	250,14	2,8
B60L40	324.361,33	28,52	124,10	4
B50L50	165.173,45	19,42	63,56	5,5
B40L60	127.048,08	19,48	63,87	5,5
B30L70	126.044,79	19,47	63,37	5,5
B20L80	131.257,20	20,41	69,11	5,2

O cenário B80L20 apresentou o maior valor presente líquido dentre todos os cenários, isto é, caso as premissas estabelecidas nesse cenário sejam fielmente reproduzidas em escala real, o mesmo resultará em uma riqueza de R\$ 703.320,42 ao final dos 15 anos e seu investimento seria recuperado em 3,5 anos. Embora o cenário supracitado apresente o maior lucro, a grande área agricultável necessária para o cultivo de batata-doce (46 hectares), pode dificultar sua aplicabilidade. Entretanto, caso o investidor não tenha, por exemplo, como adquirir grandes quantidades de batata-doce ou possuir menos poder de investimento, poderá optar pelo cenário B20L80 (cenário com menor custo total e menor demanda por batata-doce), o qual apresentou R\$131.257,20 de riqueza ao final dos 15 anos e recuperação do capital investido em 5,2 anos.

O cenário que se paga mais rapidamente é o B70L30 (2,8 anos). Além disso, este mesmo cenário apresentou o maior índice de lucratividade sobre o investimento inicial (250,14%) e taxa interna de retorno 37% maior que a taxa de lucratividade (7,9%). Os cenários B40L60 e B30L70, de acordo com todos os indicadores econômicos, são muito similares, visto que possuem rentabilidades praticamente iguais. Contudo, entre estes, o cenário B30L70 pode ser mais atrativo em função de sua menor demanda por batata-doce.

Montoro (2017) estudou a viabilidade econômica de cenários baseados na implantação da tecnologia de codigestão anaeróbia de dejeções (D) de gado leiteiro (considerando um rebanho de 200 animais e a geração de aproximadamente 6 toneladas de dejetos diariamente) com batata-doce (B) nas proporções B0D100, B20D80, B30D70, B40D60 e B50D50, considerando um horizonte de 10 anos de projeto. A autora observou que os cenários avaliados foram economicamente mais atrativos com a adição de batata-doce, o que também foi observado nesta dissertação. Os valores presentes líquidos de Montoro (2017) variaram de R\$897,02 (B0D100) até R\$1.949,05 (B50D50) e as taxas internas de retorno foram superiores a 46%.

Por fim, a reciclagem energética e dos nutrientes contidos no lodo proveniente do abate de frangos por meio da codigestão-anaeróbia, para as condições estabelecidas nos cenários, além de ser interessante sob a ótica ambiental (atribuindo um fim mais nobre ao lodo e a utilização de uma fonte renovável de energia), ainda se mostrou uma opção financeiramente vantajosa.

6 CONCLUSÕES

Em ensaio batelada, a codigestão anaeróbia de lodo proveniente do abate de frangos com a adição de até 20% de batata-doce, além de acelerar e aumentar a produção de biogás e metano, ainda proporciona alcalinidade ao sistema, mantendo-o estável. Os tratamentos com maiores proporções de lodo que de batata-doce resultam em biofertilizantes com maiores teores de nutrientes e isentos de fitotoxicidade, desde que a condutividade elétrica seja mantida suficientemente baixa por meio de diluições e, por isso, possuem maior valor agrônômico. Misturas de lodo com proporções superiores a 40% de batata-doce em ensaio batelada, com 4,5% de sólidos totais, resultam em inibição do processo anaeróbio devido à acumulação de ácidos orgânicos de curta cadeia molecular provenientes da rápida hidrólise dos açúcares presentes na batata-doce.

Em ensaio semicontínuo, nas condições em que o experimento foi conduzido, as misturas com proporções de batata-doce variando de 40 até 60% junto ao lodo proveniente do abate de frangos, resultam em maiores produções de metano, estabilidade e eficiência de remoção de sólidos. Acima de 60% de batata-doce na mistura, o processo é afetado adversamente pelo acúmulo de acidez volátil, e abaixo de 40% de batata-doce, o processo é parcialmente inibido por expressivo acúmulo de acidez volátil e, possivelmente, pela elevada concentração de nitrogênio amoniacal e amônia livre.

A configuração e o regime de alimentação dos reatores exercem influência sobre o desempenho global do processo anaeróbio. O ensaio batelada foi mais sensível aos acréscimos de batata-doce, ao passo que o ensaio semicontínuo suportou maiores acréscimos de batata-doce e foi mais sensível aos acréscimos de lodo.

Considerando as premissas estabelecidas nos cenários analisados economicamente, quanto maior a quantidade de batata-doce utilizada em codigestão com o lodo, maior é a lucratividade do investimento; portanto, o cenário B80L20 foi o mais atrativo. Entretanto, faz-se necessária a disponibilidade de amplas extensões de terra para o cultivo da amilácea.

Por fim, a codigestão anaeróbia é uma alternativa interessante para a reciclagem dos nutrientes e da energia contidos no lodo proveniente do abate de frangos sob as perspectivas ambiental e econômica. A batata-doce mostrou-se uma boa fonte de carbono para equilibrar a baixa relação C/N do lodo e para melhorar a sua produção energética.

REFERÊNCIAS

- ABOUDI, K.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Evaluation of methane generation and process stability from anaerobic co-digestion of sugar beet by-product and cow manure. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 121, n. 5, p.566-572, 2016.
- ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual de 2017**. Associação Brasileira de Proteína Animal, São Paulo, 2017.
- ALATRISTE-MONDRAGÓN, F.; SAMAR, P.; COX, H. H. J.; AHRING, B. K.; IRANPOUR, R. Anaerobic co-digestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: a survey of recent literature. **Water Environment Research**, v. 78, n. 6, p.607-636, 2006.
- ALBURQUERQUE, J. A.; FUENTE, C. de L.; FERRER-COSTA, A.; CARRASCO, L.; CEGARRA, J.; ABAD, M.; BERNAL, M. P. Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. **Biomass Bioenergy**, v. 40, p.181-189, 2012.
- ALONSO, R. M.; RÍO, R. S. del; GARCÍA, M. P. Thermophilic and mesophilic temperature phase anaerobic co-digestion (TPAcD) compared with single-stage co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation. **Biomass and Bioenergy**, n. 93, p.107-115, 2016.
- AMAL, H. M; ANANY, A. M. Nutritional and sensory evaluation of a complementary food formulated from rice, faba beans, sweet potato flour, and peanut oil. **Food and Nutrition Bulletin**, v. 35, n. 4, 2014.
- ANDRADE JÚNIOR, V. C. de; VIANA, D. J. S.; PINTO, N. A.V. D.; RIBEIRO, K. G.; PEREIRA, T. C.; NEIVA, I. P.; ZEVEDO, A. M. A.; ANDRADE, P. C. de R. Características produtivas e qualitativas de ramas e raízes de batata-doce. **Horticultura brasileira**, v. 30, n. 4, p.584-589, 2012.
- ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELETRICA. **Tarifa Média por Classe de Consumo e por Região**. 2018.
- ANTHONISEN, C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p.835-852, 1976.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 18a. ed., Washington, 2005.
- BACIOCCHI, R.; CARNEVALE, E.; COSTA, G.; GAVASCI, R.; LOMBARDI, L.; OLIVIERI T.; ZANCHI, L.; ZINGARETTI, D. Performance of a biogas upgrading process based on alkali absorption with regeneration using air pollution control residues. **Waste Management**, n.12, v.33, p.2694-2705, 2013.
- BALMANT, W.; OLIVEIRA, B.H.; MITCHELL, D.A.; VARGAS, J.V.C.; ORDONEZ, J.C. Optimal operating conditions for maximum biogas production in anaerobic bioreactors. **Applied Thermal Engineering**, v.62, p.197-206, 2014.
- BELO, S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2011.

BHARATHIRAJA, B.; SUDHARSANAA, T.; BHARGHAVI, A.; JAYAMUTHUNAGAI, J.; PRAVEENKUMAR, R. Biohydrogen and Biogas – An overview on feedstocks and enhancement process. **Fuel**, v.185, p.810–828, 2016.

BOROWSKI, S.; KUBACKI, P. Co-digestion of pig slaughterhouse waste with sewage sludge. **Waste Management**, v. 40, p.119-126, 2015.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605; e dá outras providências. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. **Lei Federal nº 6.905, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF, 1998.

BREDEMEIER, C.; MUNDSTOCK, C. M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, v.30, n.2, p.365-372, 2000.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985, 75 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, UNESP, Botucatu, 1985.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística**: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artmed, 2003.

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

CARNEIRO, L. J.; COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; MARTINS, M. F. L.; ROZATTI, M. A. T. Nutrient loss in composting of agroindustrial residues. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 4, p.796-807, 2013.

CARREAS, N. **O biogás**. Observatório de Energias Renováveis para a América Latina, ONUDI, 2013, 151p.

CASAROTTO, N. F.; KOPITKE, B. H. **Análise de investimentos**: matemática financeira, Engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial. 10. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

CECCHI, H. M. **Theoretical and practical fundamentals in food analysis**. Campinas: UNICAMP, 1999.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 1ª ed. vol. 5, Belo Horizonte, MG: SEGRAC, 1997. 379p.

CHOONG, Y. Y.; NORLI, I.; ABDULLAH, A. Z.; YHAYA, M. F. Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion process: A critical review. **Bioresource Technology**, n.209, p.369-379, 2016.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T. SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. **Bioresource Tecnology**, v. 101, p. 439-449, 2010.

CORTEZ, L. A. B.; SILVA, A.; JÚNIOR, J. L.; JORDAN, R. A.; CASTRO, L. R. Biodigestão de efluentes. In: **Biomassa para energia**. 1ª ed. Campinas, SP: Editora da UNICAMP 2008.
COSTA, L. de S.; GARCIA, L. A. F.; BRENE, P. R. A. A indústria de frango de corte no mundo e no Brasil e a participação da indústria avícola paranaense neste complexo. **Ciências Sociais em Perspectiva**, v.14, n. 27, p. 319- 341, 2015.

COSTA, M. S. S. de M. **Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética e de nutrientes.** 2005, 126 f. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura). Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, UNESP, Botucatu, SP, 2005.

COSTA, M. S. S. de M.; LUCAS JÚNIOR, J. de; COSTA, L. A. de M.; O.; A. C. A. A highly concentrated diet increases biogas production and the agronomic value of young bull's manure. **Waste Management**, v. 48, p. 521-527, 2016.

COSTA, M. S. S. de M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost, **Journal Cleaner Production**, n. 454, v. 142, p. 2084-2092, 2017.

CUETOS, M. J.; GÓMEZ, X.; OTERO, M.; MORÁN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochemical Engineering Journal**, n.40, p. 99-106, 2008.

CUETOS, M. J.; MARTINEZ, E. J.; MORENO, R.; GONZALEZ, R.; OTERO, M.; GOMEZ, X. Enhancing anaerobic digestion of poultry blood using activated carbon. **Journal of Advanced Research**, v.8, n.3, p.297-307, 2017.

CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. **Matéria orgânica do solo.** Embrapa semiárido, 2015.

DAI, X.; LI, X.; ZHANG, D.; CHEN, Y.; DAI, L. Simultaneous enhancement of methane production and methane content in biogas from waste activated sludge and perennial ryegrass anaerobic co-digestion: The effects of pH and C/N ratio. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 323-330, 2016.

DALIAKOPOULOS, I. N.; I. K. TSANIS, A. KOUTROULIS, N. N. KOURGIALAS, A. E. VAROUCHAKIS, G. P. KARATZAS, C. J. RITSEMA, The threat of soil salinity: A European scale review, **Science of the Total Environment**, v. 573, n. 15, p. 727-739, 2016.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources.** Weinheim: Wiley-VCH, 2008. 450 p.

DEUNER, S.; NASCIMENTO, R. do; FERREIRA, L. S.; BADINELLI, P. G.; KERBER, R. S. Adubação foliar e via solo de nitrogênio em plantas de milho em fase inicial de desenvolvimento. **Ciência agrotecnologia**, v. 32, n. 5, p. 1359-1365, 2008.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination sugars and related substance. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.

EBNER, J. H.; LABATUT, R. A.; LODGE, J. S.; WILLIAMSON, A. A.; TRABOLD, T. A. Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. **Waste Management**, n. 52, p.286-294, 2016.

ELSAYED, M.; ANDRES, Y.; BLEL, W.; GAD, A.; AHMED, A. Effect of VS organic loads and buckwheat husk on methane production by anaerobic co-digestion of primary sludge and wheat straw. **Energy Conversion and Management**, v.117, p.538–547, 2016.

EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **J. Fish. Res. Board Can.**, v. 32, p. 2379-2383, 1975.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Anuário estatístico de energia elétrica 2014**. 2014.

FERNANDEZ, J.; PEREZ, M.; ROMERO, L. I. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Bioresource Technology**, n. 99, v. 14, p.6075-6080, 2008.

FERREIRA, D. F. **Estatística multivariada**, 2a.ed. Lavras: UFLA, 2011.

FONOLL, X.; ASTALS, S.; DOSTA, J.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruits waste: evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**, v. 262, p. 1268-1274, 2015.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic Processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v.5, n.1, p.3-19, 2006.

FRANKE-WHITTLE, I. H.; WALTER, A.; EBNER, C.; INSAM, H. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. **Waste Management**, v.34, p.2080-2089, 2014.

FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHATTAUER, A. **Guia prático do Biogás – Geração e Utilização**. 5. ed. Cap. 2 - Fundamentos da fermentação anaeróbia. p. 20-30. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 2010.

FURLANETO, F. P. B.; FIRETTI, R.; MONTES, S. M. N. M. Comercialização, custos e indicadores de rentabilidade da batata-doce. **Revista Pesquisa & Tecnologia**, vol. 9, n. 2, 2012.

GARCIA, M. L.; ANGENENT, L. T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2373-2382, 2009.

GIOVANNINI, G.; DONOSO-BRAVO, A.; JEISON, D.; CHAMY, R.; RUÍZ-FILIPPI, G.; WOUWER, A. V. A review of the role of hydrogen in past and current modelling approaches to anaerobic digestion 551 processes, **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 41, n. 39, 2016.

GONÇALVES NETO, Á. C.; MALUF, W. R.; GOMES, L. A. A.; GONÇALVES, R. J. de S.; SILVA, V. de F.; LASMAR, A. Aptidões de genótipos de batata-doce para consumo humano, produção de etanol e alimentação animal. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v.46, n.11, p.1513-1520, 2011.

GRAHAM, J. R.; HARVEY, C. R. The theory and practice of corporate finance: Evidence from the field. **Journal of Financial Economics**, v. 60, n. 2-3, p. 187-243, 2001.

GUO, J.; LIU, L.; LIAN, X.; LI, L.; WU, H. The properties of different cultivars of Jinhai sweet potato starches in China. **International Journal of Biological Macromolecules**. v. 67, p. 1-6, 2014.

GUPTA, U.C.; WU, K.; LIANG, S. Micronutrients in Soils, Crops, and Livestock, **Frontiers of Earth Science**, v. 15, n. 5, p. 110-125, 2008.

HARRIS, P. W.; McCABE, B. K. Review of pre-treatments used in anaerobic digestion and their potential application in high-fat cattle slaughterhouse wastewater. **Applied Energy**, v.155, p.560-575, 2015.

HIMANEN, M.; PROCHAZKA, P.; HÄNNINEN, K.; OIKARI, A. Phytotoxicity of low-weight carboxylic acids. **Chemosphere**, v. 88, n. 4, p. 426-431, 2012.

HOPKINS, W. G. **Correlation coefficient**: a new view of statistics. 2000.

HUANG, X.; YUN, S.; ZHU, J.; DU, T.; ZHANG, C.; LI, X. Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability, **Bioresource Technology**, v. 218, p. 62-68, 2016.

IAPAR – INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas climáticas do Paraná**: Classificação climática. 2016. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 14 jul. 2016.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Culturas temporárias e permanentes**. Produção agrícola municipal, Rio de Janeiro, v. 40, p.1-102, 2013.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.52, p.142-154, 2015.

JENDE, O.; PLATZER, C.; CABRAL, C. B. G.; HOFFMANN, H.; ROSENFELDT, S.; COLTURATO, L. F. DE D. B.; THILO BURKARD, T.; LINNENBERG, C.; STINNER, W.; ZÖRNER, F.; SCHRÖDER, E. S. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil**: substratos, digestores e uso de biogás. Probiogás, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH. Brasília, DF, Ministério das Cidades, 2015.

JIN, Y.; LI, Y.; LI, J. Influence of thermal pretreatment on physical and chemical properties of kitchen waste and the efficiency of anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, v.180, p.291-300, 2016.

JORIS, H. A. W.; CAIRES, E. F.; BINI, A. R.; SCHARR, D. A.; HALISKI, A. Effects of soil acidity and water stress on corn and soybean performance under a no-till system, **Plant Soil**, v. 365, n. 1-2, p. 409-424, 2013

JUNGES, D. M.; KLEINSCHMITT, S. C.; SHIKIDA, P. F. A.; SILVA, J. R. Análise econômico-financeira da implantação do sistema de biodigestores no Município de Toledo (PR). **Revista de Economia**, v. 35, n. 1, p. 7-30, 2009.

KARAKURT, Y.; UNLU, H.; UNLU, H.; PADEM, H. The influence of foliar and soilfertilization of humic acid on yield and quality of pepper. **Acta Agriculturae Scandinavica, Soil & Plant Science**, n.59, p.233-237, 2009.

KHANAL, S. K. **Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications**. John Wiley & Sons, Inc. 2008.

KOBASHIGAWA, E.; MURAROLLI, R. A.; GAMEIRO, A. H. Destino de resíduos de incubatórios da avicultura no Estado de São Paulo: adequação à legislação e possibilidade de uso econômico. XLVI SOBER. **Anais...**, Acre, 2008.

KOSTER, I. W.; CRAMER, A. Inhibition of methanogenesis from acetate in granular sludge by long-chain fatty acids. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, n. 2, p. 403-109, 1987.

KUNZ, A.; AMARAL, A. C. do; STEINMETZ, R. L. R. **Operacionalização de Biodigestores: Processos Bioquímicos na Digestão Anaeróbia**. Foz do Iguaçu, PR: CIBiogás; Concórdia, SC: Embrapa, 2016. 22 p.

LANSING, S.; MARTIN, J. F.; BOTERO, R. B.; SILVA, T. N.; SILVA, E. D. Methane production in low-cost, unheated, plug-flow digesters treating swine manure and used cooking grease. **Bioresource Technology**, New York, v.101, p.4362-4370, 2010.

LAZARO, C. Z.; VICH, D. V.; HIRASAWA, J. S.; VARESCHE, M. B. A. Hydrogen production and consumption of organic acids by a phototropic microbial consortium, **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 16, p. 11691-11700, 2012.

LE, C.; STUCKEY, D. C. Impact of feed carbohydrates and nitrogen source on the production of soluble microbial products (SMPs) in anaerobic digestion, **Water Research**, v. 122, p. 10-16, 2017.

LI, K.; LIU, R.; CUI, S.; YU, Q; MA, R. Anaerobic co-digestion of animal manures with corn stover or apple pulp for enhanced biogas production. **Renewable Energy**, v. 118, p. 335-342, 2018.

LI, Y.Y.; LI, Y.Y.; ZHANG, D.F.; LI, G.X.; LU, J.X.; LI, S.Y.; 2016. Solid state anaerobic codigestion of tomato residues with dairy manure and corn stover for biogás production. **Bioresource Technology**, v. 217, p.50-55, 2016.

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. **Water Science Technology**, v. 45, p. 113-120, 2002.

LONGO, J. H.; AZIZ, T. N.; REYES III, F. L. de los; DUCOSTE, J. J. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 90, p. 231-245, 2012.

LOPES, A. C. **Produção de álcool de batata-doce em função do meio fermentativo**. 2013, 71 f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, Paraná, 2013.

LUCAS JÚNIOR, J. de. **Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês**. 1987. 114p. Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1987.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Projeções do Agronegócio: Brasil 2014/15 a 2024/25 projeções de longo prazo**. 6ª Edição, Brasília, DF, 2015.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M.M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. **Waste Management**, n. 32, p.1821-1825, 2012.

MASSÉ, D. I.; RAJAGOPAL, R.; SINGH, G. Technical and operational feasibility of psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for processing ammonia-rich waste. **Applied Energy**, v. 120, p. 49-55. 2014.

MATTER, J.M.; COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L.A.M.; PEREIRA, D.C.; SOARES, L.R.; MARTINS, M.F.L.; MARCON, S. Co-Digestão de resíduos de incubatório e águas residuárias agroindustriais: fase batelada. In: II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais - SIGERA. **Anais...** 2011.

MAZARELI, R. C. da S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. de. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, n.52, p.112-121, 2016.

MCLEOD, J.; OTHMAN, M.; BEALE, D.; JOSHI, D. The use of laboratory scale reactors to predict sensitivity to changes in operating conditions for full-scale anaerobic digestion treating municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v.189, p. 384-390, 2015.

MENG, Y.; LUAN, F.; YUAN, H.; CHEN, X.; LI, X. Enhancing anaerobic digestion performance of crude lipid in food waste by enzymatic pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 48-55, 2017.

MENGISTU, M. G.; SIMANE, B.; ESHETE, G.; WORKNEH, T. S. Factors affecting households' decisions in biogas technology adoption, the case of Ofla and Mecha Districts, northern Ethiopia. **Renewable Energy**, n.93, p. 215-227, 2016.

MILÉSKI, J. **Usina de Sorriso vai produzir etanol de batata-doce**. Reportagem jornal GC notícias. 2016.

MIRANDA, J. E. C. de; FRANÇA, F. H.; CARRIJO, O. A.; SOUZA, A. F.; PEREIRA, W.; LOPES, C. A.; SOLVA, J. B. **A cultura da batata-doce**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Hortaliças. Brasília: EMBRAPA-SPI, Coleção Plantar, p. 94, 1995.

MONTORO, S. B. **Codigestão de batata doce com dejetos de bovinos leiteiros: uma avaliação técnica e econômica para produção de energia e biofertilizante**. 91 f. 2017. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura). Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu, São Paulo. 2017.

MURILO, D. V.; PEDROSA, J. F.; NUNES, C. L. F. ESAM 1, 2 e 3: Novas cultivares de batata-doce para a região semi-árida. **Horticultura Brasileira**, v. 8, p. 32-33, 1990.

NASCIMENTO, G. A. Z. **Utilização de resíduos avícolas para a produção de energia e biofertilizante na gestão de propriedades rurais**. 2011, 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de processos químicos e bioquímicos). Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia, São Caetano do Sul, SP, 2011.

NASCIMENTO, R. C. O uso do biofertilizante em solos agrícolas do cerrado da região do Alto Paranaíba (MG). **Boletim Goiano de Geografia**, v.30, n.2, 2010.

NORDELL, E.; NILSSON, B.; PÅLEDAL, S. N.; KARISALMI, K.; MOESTEDT, J. Co-digestion of manure and industrial waste – The effects of trace element addition. **Waste Management**, n. 47, p. 21–27, 2016.

NOVAK, A. C.; SCHNEIDER, A. H.; SIMÃO, C. A. F.; FRÖHLICH, C. E.; SYDNEY, E. B.; BOSCH, E.; LOFHAGEN, J. C. P.; BAZZO, J.; WILDAUER, L. D. B. S.; MAKISHI, L. M. M.; SOUZA, M. de; STUMM, M. G. **Oportunidades da cadeia produtiva de biogás para o estado do Paraná**. Observatórios Sistema FIEP/SENAI, 2016.

OCDE/FAO – ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO/ ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Agricultura Outlook 2012-2021**. 2012.

OLIVEIRA, I. P.; EDWARDS, D. G.; ASHER, C. J.; GRUNDON, N. J.; SANTOS, R. S. M.; FARIA, C. D. Modos de aplicação e doses de fósforo no crescimento do feijoeiro. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, n.31, v.1, p.1-5, 2001.

OLIVEIRA, L. S. B. L.; OLIVEIRA, D. S. B. L.; BEZERRA, B. S.; PEREIRA, B. de S.; BATTISTELLE, R. A. G. Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios, **Journal of Cleaner Production**, v.155, p. 229-237, 2017.

OLUKUNGLA O. Nutritive potencial of sweetpotato peel meal and root replacement value for maize in diets of african catfish (*Clarias gariepinus*) advanced fry. **Journal of Food Technology**, p. 289–293, 2006.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A; LUCAS JÚNIOR, J. de. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 3, p.546-554, 2010b.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A; LUCAS JÚNIOR, J. de. Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.3, p.538-545, 2010a.

ORRICO, A. C. A.; SUNADA, N. da S.; LUCAS JUNIOR, J. de; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; SCHWINGEL, A. W. Codigestão anaeróbia de dejetos de suínos e níveis de inclusão de óleo de descarte. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 4, p. 657-664, 2015.

PARK, C.M.; NOVAK, J.T. The effect of direct addition of iron(III) on anaerobic digestion efficiency and odor causing compounds. **Water Science Technology**, n.68, p. 2391-2396, 2013.

PEDROSA, C. E. **Silagens de ramas e raízes de batata-doce**. 2012, p.54. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2012.

PENTEADO, E. D.; LAZARO, C. Z.; SAKAMOTO, I. K.; ZAIAT, M. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen Production in packed-bed anaerobic reactors, **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, n. 14, p. 6137-6145, 2013.

PERESSIN, V. A.; FELTRAN, J. C. In: AGUIAR, A.T E. et al. (Ed.). Boletim 200. **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. Campinas: IAC, 2014. p.59-61.

PERNA, V.; CASTELLÓ, E.; WENZEL, J.; ZAMPOL, C.; FONTES LIMA, D. M.; BORZACCONI, L.; VARESCHE, M.B.; ZAIAT, M.; ETCHEBEHERE, C. Hydrogen production

in an upflow anaerobic packed bed reactor used to treat cheese whey. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.38, p.54-62, 2013.

POULSEN, T. G. Anaerobic digestion. In: **Solid waste management**. Aalborg University, 2003.

RAHMAN, H.; ISLAM, A. F. M. S.; MALEQUE, A.; TABASSUM, R. Morphophysiological evaluation of sweet potato (*Ipomoea batatas* L.) genotypes in acidic soil. **Asian Journal of Crop Science**, v. 7, n. 4, p. 267-276, 2015.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digester of High-Strength Waste., **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p.406-411, 1986.

RODRIGUES, W. O. P.; GARCIA, R. G.; NÄÄS, I. de A.; ROSA, C. O. da; CALDARELLI, C. E. Evolução da avicultura de corte no Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v.10, n.18, p. 1666-1684, 2014.

RODRÍGUEZ, D. C.; BELMONTE, M.; PEÑUELA, G.; CAMPOS, J. L.; VIDAL, G. Behaviour of molecular weight distribution for the liquid fraction of pig slurry treated by anaerobic digestion, **Environmental Technology**, 419-425, 2011.

ROMERO-GÜIZA, M. S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J. M.; ASTALS, S. The role of additives on anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.58, p.1486-1499, 2016.

ROSS, S. A.; WESTERFIELD, R. W.; JAFFE, J. **Administração Financeira**. Corporate Finance, 2. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

RUNHO, R. C.; GOMES, P. C.; ROSTAGNO, H. S.; ALBINO, L. F. T.; LOPES, P. S.; POZZA, P. C. Exigência de Fósforo Disponível para Frangos de Corte Machos e Fêmeas de 1 a 21 Dias de Idade. **Revista Brasileira de Zootecnia**, n.30, v.1, p.187-196, 2001.

SALMINEN, E. A.; RINTALA, J. A. Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading. **Water Research**, v. 36 p. 3175-3182, 2002.

SANTOS, T. M. B. dos. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. 2001. 179 f. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Jaboticabal, 2001.

SCHWEINBERGER, C. M.; PUTTI, T. R.; SUSIN, G. B.; TRIERWEILER, J. O.; TRIERWEILER, L. F. Ethanol production from sweet potato: The effect of ripening, comparison of two heating methods, and cost analysis. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v 94, n. 4, p. 716-724, 2016.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; L. STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum Technology**, v. 32, n. 2, p. 113-117, 2010.

SEANAYAKE, S. A.; RANAWEERA, K. K.; GUNARATNE, A.; BAMUNUARACHCHI, A. Comparative analysis of nutritional quality of five diferente cultivars of sweet potatoes (*Ipomea batatas* (L) Lam) in Sri Lanka. **Food Science & Nutrition**, v. 1, p. 284-291, 2013.

SGANZERLA, E. **Biodigestores**: uma solução. Porto Alegre. Agropecuária, 1983.

SILVA, G. O.; SUINAGA, F. A.; PONIJALEKI, R.; AMARO, G. B. Desempenho de cultivares de batata-doce para caracteres relacionados com o rendimento de raiz. **Revista Ceres**, v. 62, n. 4, p. 379-383, 2015.

SILVA, M. L. B. da; CANTÃO, M. E.; MEZZARI, M. P.; MA, J.; NOSSA, C. W. Assessment of Bacterial and Archaeal Community Structure in Swine Wastewater Treatment Processes. **Environmental Microbiology**, 2014.

SILVEIRA, M. A.; ANDRÉ, C. M. G.; ALVIM, T. C.; DIAS, L. E.; TAVARES, I. B.; SANTANA W. R.; SOUZA, F. R. A cultura da batata-doce como fonte de matéria-prima para a produção de etanol. Palmas, Universidade Federal do Tocantins. 45p. **Boletim Técnico**. 2007.

SILVEIRA, M.A. Batata-doce: uma nova alternativa para a produção de etanol. In: **Álcool Combustível**. Instituto Euvaldo Lodi: Brasília, 15p. 2008.

SOARES, I. M.; BASTOS, E. G. P.; PEIXOTO SOBRINHO, T. J. S.; ALVIM, T. C.; SILVEIRA, M. A.; ASCENCIO, S. D. Conteúdo fenólico e atividade antioxidante de diferentes cultivares de *Ipomoea batatas* (L.) Lam. obtidas por melhoramento genético para produção industrial de etanol. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, v. 35. p. 479-488, 2014.

SOLÉ-BUNDÓ, M.; CUCINA, M.; M. FOLCH, J. TÀPIAS, G. GIGLIOTTI, M. GARFÍ, I. FERRER. Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge, **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 1-9, 2017.

SUNADA, N. da S.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; CENTURION, S. R.; OLIVEIRA, A. B. de M.; FERNANDES, A. R. M.; LUCAS JUNIOR, J. de; SENO, L. de O. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. **Ciência Rural**, v. 45, n. 1, p.178-183, 2015.

SUTARYO, S.; WARD, A. J.; MØLLER, H. B. Thermophilic anaerobic co-digestion of separated solids from acidified dairy cow manure. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 195-200, 2012.

SUTO, P.; GRAY, D. M. D.; LARSEN, E.; HAKE, J. Innovative anaerobic digestion investigation of fats, oils, and grease. **Proceedings of the Water Environment Federation**, p. 858-879, 2006.

TABORDA, L. W.; JAHN, S. L.; LOVATO, A.; EVANGELISTA, M. L. S. Avaliação da viabilidade técnica e econômica da produção de etanol em planta piloto a partir da batata-doce (*Ipomoea batatas*). **Custos e @gronegócio on line**, v.11, n.1, p. 245-262, 2015.

TAVARES, L. de P.; RIBEIRO, K. C. de S. Desenvolvimento da avicultura de corte brasileira e perspectivas frente à influenza aviária. **Organizações Rurais & Agroindustriais**, Lavras, v. 9, n. 1, p. 79-88, 2007.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S. J. **Analysis of soil, plants and other materials**, UFRS, Porto Alegre, 2 rd ed., 1995.

TEJADA, M.; RODRÍGUEZ-MORGADO, B.; GÓMEZ, I.; FRANCO-ANDREUA, L.; BENÍTEZC, C.; PARRADO, J. Use of biofertilizers obtained from sewage sludges on maize yield. **European Journal of Agronomy**, n.78, p.13-19, 2016.

TEJADA, M.; RODRÍGUEZ-MORGADO, B.; GÓMEZ, I.; PARRADO, J. Degradation of chlorpyrifos using different biostimulants/biofertilizers: Effects on soil biochemical properties and microbial community. **Applied Soil Ecology**, n.84, p.158-165, 2014.

TIGINI, V.; FRANCHINO, M.; BONA, F.; VARESE, G. C. Is digestate safe? A study on its ecotoxicity and environmental risk on a pig manure, **Science of the Total Environment**, v. 551-552, p. 127-132, 2016.

TIRITAN, C. S.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; CARMEIS FILHO, A. C. A.; FERNANDES, D. M.; NASCENTE, A. S. Tillage system and lime application in a tropical region: Soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures, **Soil & Tillage Research**, v. 155, p. 437-447, 2016.

UBABEF – UNIÃO BRASILEIRA DA AVICULTURA. **Relatório Anual de 2011**. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2010>>. Acesso em: 11 nov. 2016.

VAN SOEST, P. J.; ROBERTSON, J. B.; LEWIS, B. A. Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. **Journal of Dairy Science**, v. 74, n. 10, p. 3583, 1991.

VELHO, L. C. F. L. **Avaliação da retenção de nutrientes, aspectos sensoriais e microbiológicos de batata-doce (ipomoea batatas (L.) lam.) submetida a diferentes métodos de cocção**. Dissertação (Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos). 111 f. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2016.

VIEIRA, N. M.; DIAS, R. S. Uma abordagem sistêmica da avicultura de corte na economia brasileira. In: Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociedade Rural, 43, 2005, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SOBER, 2005.

WAN, C.; ZHOU, Q.; FU, G.; LI, Y. Semi-continuous anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge and fat, oil and grease. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1752-1758, 2011.

WANG, Y.; ZHANG, Y.; WANG, J.; MENG, L. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. **Biomass and Bioenergy**, v.33, p.848-853, 2009.

WANG, K.; YIN, J.; SHEN, D.; LI, N. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: effect of pH. **Bioresource Technology**, v.161, p.395-401, 2014.

WANG, Q.; KUNINOBU, M.; OGAWA, H.I.; KATO, Y. Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion. **Biomass Bioenergy**, v.16, p.407-416, 1999.

WELLINGER, A., MURPHY, J., BAXTER, D. **The biogas handbook: Science, production and applications**. Cambridge, UK, 2013. 476 p.

YAHAYA, S. U.; SAAD, A. M.; MOHAMMED, S. G.; AFUAPE, S. O. Evaluating the performance of improved sweet potato (*Ipomoea batatas* L. Lam) advanced lines in Kano, Sudan savanna of Nigeria. **International Journal of Agronomy and Agricultural Research**, v. 7, n. 4, p. 52-60, 2015.

YOON, Y.-M.; KIM, S.-H.; OH, S.-Y.; KIM, C.-H. Potential of anaerobic digestion for material recovery and energy production in waste biomass from a poultry slaughterhouse. **Waste Management**, v.34, n.1, p. 204-209, 2014.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429-438, 2016.

ZEYNALI, R.; KHOJASTEHPUR, A.; EBRAHIMI-NIKM M. Effect of ultrasonic pre-treatment on biogas yield and specific energy in anaerobic digestion of fruit and vegetable wholesale market wastes. **Sustainable Environment Research**, 2017.

ZHANG, C. S.; XIAO, G.; PENG, L. Y.; SU, H. J.; TAN, T. W. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure, **Bioresourse Technology**, n. 129, p. 170-176, 2013.

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

ZONTA, Z.; ALVES, M. M.; FLOTATS, X.; PALATSI, J. Modeling inhibitory effects of long chain fatty acid sinthean aerobic digestion process. **Water Research**, v.47, p.1369-1380, 2013.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. de. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, v. 2, n. 22, p.54-57, 1981.

APÊNDICES

Apêndice A: Memorial de cálculo baseada no ensaio semicontínuo para as análises de viabilidade econômico-financeira dos cenários definidos.

Nas planilhas do Apêndice A são apresentadas as principais características dos cenários delineados para a análise de viabilidade econômica, considerando alguns dados obtidos no ensaio semicontínuo.

	*cA	cB	cC	cD	cE	cF	cG	cH	ci	cJ
Tratamentos	ST L(%)**	ST B(%)**	Quantidade fixa de L (kg de MN)	ST em 1 ton. de L (kg)	ST em 1 ton. de B	ST do L+B equivalente à 4,5% (kg)	Quantidade de B (kg de MN)	Alimentação diária (kg)	Volume do biodigestor considerando TRH de 25 d (L)	Volume comercial do biodigestor (m³)
80B20L	44,0	31,0	1.000,00	440	1.760,00	2200,00	5.677,42	48.888,89	1.222.222,22	1.300,00
70B30L	41,8	30,6	1.000,00	418	975,33	1393,33	3.187,36	30.962,96	774.074,07	800,00
60B40L	37,9	29,4	1.000,00	379	568,50	947,50	1.933,67	21.055,56	526.388,89	600,00
50B50L	40,2	29,7	1.000,00	402	402,00	804,00	1.352,62	17.866,67	446.666,67	500,00
40B60L	37,9	29,4	1.000,00	379	252,67	631,67	859,41	14.037,04	350.925,93	400,00
30B70L	41,8	30,6	1.000,00	418	179,14	597,14	585,43	13.269,84	331.746,03	400,00
20B80L	44,0	31,0	1.000,00	440	110,00	550,00	354,84	12.222,22	305.555,56	300,00

*c: coluna; **Os teores de sólidos totais (ST) variam nos tratamentos em função da variação da umidade dos substratos (L: lodo e B: batata-doce) ao longo dos períodos do experimento semicontínuo.

	cK	cM	cN	cO	cP	cQ	cR	cS	cT	cU	cV
Tratamentos	L + B em MN (kg)	Total de diluente (kg)	60% de reciclo de digestato (kg)	40% de água (kg)	Volume excedente de digestato (biofertilizante, em L)	NTK (kg dia ⁻¹)	P (kg dia ⁻¹)	K (kg dia ⁻¹)	Sulfato de amônio (ton ano ⁻¹)	Super simples (ton ano ⁻¹)	Cloreto de potássio (ton ano ⁻¹)
80B20L	6.677,42	42.211,47	25.326,88	16.884,59	23.562,01	43,5	5,07	12,56	79,44	23,57	9,17
70B30L	4.187,36	26.775,60	16.065,36	10.710,24	14.897,60	31,8	3,37	9,36	58,10	15,66	6,83
60B40L	2.933,67	18.121,88	10.873,13	7.248,75	10.182,43	24,5	2,63	5,73	44,69	12,21	4,18
50B50L	2.352,62	15.514,04	9.308,43	6.205,62	8.558,24	20,9	2,46	4,50	38,14	11,41	3,29
40B60L	1.859,41	12.177,63	7.306,58	4.871,05	6.730,46	18,2	1,71	3,22	33,24	7,92	2,35
30B70L	1.585,43	11.684,41	7.010,64	4.673,76	6.259,20	18,4	2,26	2,57	33,51	10,51	1,88
20B80L	1.354,84	10.867,38	6.520,43	4.346,95	5.701,79	22,6	2,16	1,89	41,20	10,02	1,38

	cW	cX	cY	cZ	cAA	cAB	cAC
Tratamentos	Receita do sulfato de amônio (R\$ ano ⁻¹)	Receita do supersimples (R\$ ano ⁻¹)	Receita do cloreto de potássio (R\$ ano ⁻¹)	Receita biofertilizante (R\$ ano ⁻¹)	Potencial de produção (m ³ biogás/kg ST dia)	Produção de biogás (m ³ dia ⁻¹)	Conversão energética (Kwh dia ⁻¹)
80B20L	89.371,29	19.794,85	12.651,48	121.817,62	0,3994	879	1582
70B30L	65.362,43	13.155,20	9.424,93	87.942,56	0,4870	679	1221
60B40L	50.270,91	10.255,22	5.775,13	66.301,25	0,4993	473	852
50B50L	42.910,48	9.584,13	4.535,81	57.030,42	0,4654	374	674
40B60L	37.395,56	6.656,11	3.245,49	47.297,16	0,4329	273	492
30B70L	37.702,53	8.830,03	2.593,67	49.126,23	0,4113	246	442
20B80L	46.345,07	8.413,46	1.907,00	56.665,53	0,3628	200	359

	cAD	cAE	cAF	cAG	cAH	cAI	cAJ
Tratamentos	Receita energia elétrica (R\$ ano ⁻¹)	Horas motor (consumo de 5000Kcal)	Motor Kva	Preço motor (R\$)	Quantidade de B anual (kg)	Área plantada de B (45t/ha)	Custo de produção (R\$)
80B20L	265.564,32	15,69	120kva	272.627,00	2.072.258,06	46,05	124.335,48
70B30L	205.087,21	16,55	80kva	248.097,00	1.163.387,80	25,85	69.803,27
60B40L	142.995,09	11,54	80kva	248.097,00	705.790,82	15,68	42.347,45
50B50L	113.092,91	9,13	80kva	146.867,00	493.707,94	10,97	29.622,48
40B60L	82.648,98	10,94	50kva	109.917,00	313.684,81	6,97	18.821,09
30B70L	74.243,29	9,82	50kva	109.917,00	213.683,47	4,75	12.821,01
20B80L	60.308,88	7,98	50kva	109.917,00	129.516,13	2,88	7.770,97

Tomando como exemplo o tratamento B80L20:

➤ Cálculos das quantidades de lodo e batata-doce

A matéria natural do lodo de abate de aves apresentou em média 44% de sólidos totais, ST [cA]. Portanto, em 1.000 kg diários [cC], 440 kg é ST [cD = cA*(cC/100)] e 560 kg é água. Esses 440 kg de ST devem corresponder a 20% da composição de ST total da mistura (em função do tratamento ser B80L20). Agora, para determinar a quantidade de sólido corresponde aos 80%, aplicou-se o seguinte cálculo (cE = cD*80/20):

$$\begin{aligned} \text{Se } 440 \text{ kg ST ---- } 20\% \\ \text{ x kg ST ---- } 80\% \\ \text{ x = 1.760 kg de ST} \end{aligned}$$

Conclui-se que esses 1.760 kg de ST devem ser de batata-doce para preencher os 80% restantes da mistura. Sabendo que a batata possui 31% de ST [cB], para determinar o quanto de matéria natural (MN) de batata é preciso [cG = 100*cE/cB]:

$$\begin{aligned} \text{Se } 100 \text{ kg MN batata ---- } 31 \text{ kg ST de batata} \\ \text{ x kg MN batata ---- } 1.760 \text{ kg ST de batata} \\ \text{ x = 5.677,4 kg MN batata} \end{aligned}$$

Logo, para condizer com o tratamento B80L20, seria necessária uma alimentação diária de 6.677,4 kg de substrato em MN (1000 kg de lodo + 5.677,4 kg de batata). Em ST ou matéria seca, isso equivale a 2.200 kg de ST (440 kg de lodo + 1.760 kg de batata) [cF = cD + cE].

➤ Cálculos para determinar o volume do biodigestor

Para que a extrapolação seja condizente com o experimento, os 2.200 kg de ST devem corresponder a 4,5% de ST da alimentação diária. Logo [cH = cF*100/4,5]:

$$\begin{array}{r} \text{Se } 2.200 \text{ kg ST ---- } 4,5\% \\ X \quad \text{----- } 100\% \\ X = 48.888,9 \text{ kg de alimentação diária.} \end{array}$$

Admitindo-se a proporção 1:1 entre massa:volume, isto é, considerando a densidade igual a 1 e o tempo de retenção hidráulica de 25 dias, é possível calcular o volume total do biodigestor [cl = cH*25].

$$\begin{array}{r} \text{Se em 1 dia ----- } 48.888,9 \text{ L de alimentação} \\ 25 \text{ dias ----- } x \\ x = 1.222.222,5 \text{ L ou } 1.222,2 \text{ m}^3 \end{array}$$

Portanto, deverá ser orçado um reator com dimensões tais que comportem, no mínimo, um volume de 1.222,2 m³. Com base nesse volume calculado, foram orçados biodigestores com base em volumes comerciais [cJ].

➤ Cálculos para determinar o volume de água e reciclo de digestato na alimentação diária

Conforme verificado no item anterior, o biodigestor do cenário B80L20 receberia 48.888,9 kg de alimentação diária [cH]. Sabe-se que nesses 48.888,9 kg estão contidos 6.677,4 kg de substrato em MN [cK = cC + cG]. Logo, é preciso adicionar de líquido (água + reciclo) 42.211,5 kg [cM = cH – cK] na alimentação diária. Para condizer com as condições impostas no experimento, dos 42.211,5 kg, 60% deve ser reciclo [cN = cM*0,6] e 40% deve ser de água [cO = cM*0,4].

➤ Valoração do biofertilizante

Reatores de fluxo semicontínuo apresentam na saída, volume igual ao de entrada em função do deslocamento hidráulico. Portanto, dos 48.888,9 kg de alimentação diária, 60% é recirculado no reator e o excedente, isto é, 23.562,01 L dia⁻¹ [cP = cH – cN], foi valorado vislumbrando seu aproveitamento total para fins agrícolas, visto que é rico em nutrientes.

A fim de valorar os nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio contidos no biofertilizante, estes foram quantificados, convertidos em sulfato de amônio, supersimples e cloreto de potássio para facilitar a valoração, pois os valores comerciais são facilmente obtidos e úteis para a valoração.

Para quantificar os nutrientes foi utilizada a Tabela 12 (referente às concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio encontrados no biofertilizante dos tratamentos). Quantificação do nitrogênio, em kg dia^{-1} : $cQ = cP \cdot 1847,4/1000000$; fósforo, em kg dia^{-1} : $cQ = cP \cdot 215,4/1000000$; potássio, em kg dia^{-1} : $cQ = cP \cdot 533/1000000$. Para converter esses nutrientes, realizaram-se os seguintes cálculos:

Nitrogênio em sulfato de amônio, em $\text{ton ano}^{-1} \rightarrow cT = cQ \cdot 5 \cdot 0,365$;

Fósforo em supersimples, em $\text{ton ano}^{-1} \rightarrow cU = (cR \cdot 2,29/0,18) \cdot 0,365$;

Potássio em cloreto de potássio, em $\text{ton ano}^{-1} \rightarrow cU = (cS \cdot 1,2/0,6) \cdot 0,365$;

Para valorar (em $\text{R\$ ano}^{-1}$) os nutrientes sulfato de amônio [$cW = cT \cdot 1.125\text{R\$}$], supersimples [$cW = cU \cdot 840\text{R\$}$] e cloreto de potássio [$cY = cV \cdot 1.380\text{R\$}$], foram considerados seus respectivos custos comerciais por tonelada (pesquisa de mercado realizada em uma casa agrícola em 2018). A receita total relacionada ao biofertilizante foi a soma $cZ = cW + cX + cY$.

➤ Valoração do biogás

Para quantificar o volume total de biogás foram utilizados os dados de potencial de produção de biogás em m^3 por quilogramas de sólidos totais adicionados diariamente [cF], obtidos no experimento [cAA]. Logo, a produção volumétrica produzida diariamente foi obtida pelo produto $cAB = cAA \cdot cF$.

A conversão do biogás em energia elétrica foi obtida pelo cálculo $cAC = cAB \cdot 1,8$, sendo o 0,18 o fator relacionado à conversão de 1 m^3 de biogás (considerando que o biogás possui aproximadamente 60% de metano) em 1 kWh pelo motor. A receita anual associada à geração de energia se deu pelo cálculo: $cAD = cAC \cdot 0,46$, sendo o fator 0,46 o valor médio cobrado pelas distribuidoras de energia no Brasil pelo kWh.

As colunas cAE , cAF e cAG são relacionadas às especificidades do motor necessário em cada tratamento.

➤ Cálculo dos custos obtidos para a produção de batata-doce nos cenários

O cálculo da quantidade anual de batata-doce necessária para atender as condições dos cenários/tratamentos consistiu no produto da quantidade diária de batata-doce em matéria natural multiplicada por um ano, [$cAH = cG \cdot 365$]. Considerando que 1 ha produz 45 toneladas de batata-doce, seriam necessários $cAI = (cAH/45)/1000$ ha. Considerando que cada quilograma de batata-doce apresenta custo de produção de $\text{R\$}0,06$, o custo anual de produção de batata-doce foi obtido pelo cálculo: $cAJ = cAH \cdot 0,06$.

Apêndice B: Alcalinidade Parcial e Intermediária inicial e final, bem como a matriz de correlação multivariada do ensaio batelada

Tabela 1 Concentrações inicial (afluente) e final (efluente) das alcalinidades parcial e total dos tratamentos estudados

Amostras	AP (mgCaCO ₃ L ⁻¹)		AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	
	Inicial	Final	Inicial	Final
L100B0	1594,67 ^{b*}	5845,33 ^a	2074,67 ^a	6656,00 ^a
L80B20	1269,33 ^c	5344,00 ^b	1765,33 ^b	5989,33 ^b
L60B40	1098,67 ^d	4496,00 ^c	1781,33 ^b	5056,00 ^c
L40B60	1018,67 ^d	0,00 ^e	1722,67 ^b	3578,67 ^d
L20B80	714,67 ^e	0,00 ^e	1685,33 ^b	2661,33 ^e
L0B100	394,67 ^f	0,00 ^e	1754,67 ^b	2016,00 ^f
Inóculo	1957,33 ^a	2176,00 ^d	2330,67 ^a	2400,00 ^{ef}

AP: alcalinidade parcial; AT: alcalinidade total

*Letras diferentes representam tratamentos estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey com 5% de significância

Apêndice C: Matriz de correlação multivariada do ensaio batelada.

	PPbiogás	PPCH ₄	% CH ₄	AP	AV	AV/AT	pH	CE	Ácido acético	Ácido Fórmico	Ácido propiônico	Ácido butírico	GI
PPbiogás	1												
PPCH ₄	0,367	1											
% CH ₄	0,82*	0,23	1										
AP	0,69*	0,75*	0,73*	1									
AV	-0,82*	-0,17	-0,84*	-0,65*	1								
AV/AT	-0,81*	-0,28	-0,87*	-0,70*	<u>0,96*</u>	1							
pH	0,67*	0,52*	0,86*	<u>0,91*</u>	-0,74*	-0,80*	1						
CE	0,07	0,77*	0,24	0,73*	-0,14	-0,26	0,63*	1					
Ácido acético	-0,88*	-0,56*	-0,75*	-0,85*	0,76*	0,76*	-0,76*	-0,35	1				
Ácido Fórmico	-0,79*	-0,15	-0,68*	-0,57*	0,69*	0,61*	-0,52*	0,06	0,80*	1			
Ácido propiônico	-0,81*	-0,44*	<u>-0,90*</u>	-0,85*	0,87*	<u>0,90*</u>	<u>-0,91*</u>	-0,41	0,84*	0,63*	1		
Ácido butírico	-0,76*	-0,45*	-0,87*	-0,85*	0,85*	0,86*	-0,88*	-0,45*	0,86*	0,63*	<u>0,93*</u>	1	
IG	0,82*	0,38	0,79*	0,71*	-0,79*	-0,82*	0,79*	0,20	-0,77*	-0,66*	-0,87*	-0,79*	1

*Há correlação significativa com nível de significância de 5%; **Negrito** significa correlação forte; **Negrito e sublinhado** significa correlação muito forte. PPbiogás: potencial de produção de biogás, PPCH₄: potencial de produção de metano; AV: acidez volátil; AP: alcalinidade parcial; AV/AT: relação acidez volátil/alcalinidade total; CE: condutividade elétrica; GI: índice de germinação.

Apêndice D: Matriz de correlação multivariada do ensaio semicontínuo

	PP de biogás	PP de CH ₄	CH ₄ %	EfR SV	AT	AV	AV/AT	pH	N amoniacal	Amônia livre	NTK	P	K
PP de biogás	1,00												
PP de CH₄	0,69*	1,00											
CH₄%	-0,47	-0,02	1,00										
EfR SV	0,72*	0,64*	-0,33	1,00									
AT	-0,56	-0,37	0,71*	-0,52	1,00								
AV	-0,77*	-0,82*	0,38	-0,70*	0,57	1,00							
AV/AT	-0,71*	-0,82*	0,19	-0,67	0,33	0,96*	1,00						
pH	-0,35	-0,39	0,27	-0,32	0,52	0,59	0,48	1,00					
N amoniacal	-0,67*	-0,48	0,74*	-0,57	0,84*	0,71*	0,52	0,63	1,00				
Amônia livre	-0,69*	-0,65*	0,62	-0,60	0,76*	0,83*	0,67*	0,65*	0,94*	1,00			
NTK	-0,72*	-0,49	0,79*	-0,55	0,81*	0,74*	0,56	0,59	0,97*	0,94*	1,00		
P	-0,72*	-0,51	0,61	-0,59	0,70*	0,69*	0,57	0,57	0,87*	0,81*	0,89*	1,00	
K	0,76*	0,64*	-0,61	0,69*	-0,79*	-0,77*	-0,64	-0,50	-0,88*	-0,86*	-0,88*	-0,88*	1,00

*Há correlação significativa com nível de significância de 5%; **Negrito** significa correlação alta; **Negrito e sublinhado** significa correlação quase perfeita. PPbiogás: potencial de produção de biogás, PP de CH₄: potencial de produção de metano; CH₄%: teor de metano no biogás; EfR SV: eficiência de remoção de sólidos voláteis; AV: acidez volátil; AT: alcalinidade total; AV/AT: relação acidez volátil/alcalinidade total; N amoniacal: nitrogênio amoniacal; NTK: nitrogênio total kjeldahl; P: fósforo; K: potássio.

