UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA DEGRADABILIDADE DE DEJETOS SUÍNOS EM COMPOSTAGEM CONVENCIONAL E ACELERADA

Luana Vanessa Hermes

Lajeado, Junho de 2019

Luana Vanessa Hermes

AVALIAÇÃO DA DEGRADABILIDADE DE DEJETOS SUÍNOS EM COMPOSTAGEM CONVENCIONAL E ACELERADA

Monografia apresentada na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, do curso de Engenharia Ambiental, da Universidade do Vale do Taquari – Univates, como parte da exigência para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Professor Dr. Odorico Konrad

Lajeado, Junho de 2019

Luana Vanessa Hermes

AVALIAÇÃO DA DEGRADABILIDADE DE DEJETOS SUÍNOS EM COMPOSTAGEM CONVENCIONAL E ACELERADA

A banca examinadora abaixo aprova a Monografia apresentada na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, da Universidade do Vale do Taquari Univates, como parte da exigência para a obtenção do grau de Bacharela em Engenharia Ambiental:

Prof. Dr. Odorico Konrad - Orientador
Universidade do Vale do Taquari - Univates

Profª Drª. Maria Cristina de Almeida Silva
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Profª Drª. Lucélia Hoehne
Universidade do Vale do Taquari - Univates

Lajeado, Junho de 2019

Dedico este trabalho, aos meus pais, Renato e Rosane, e a minha irmã, Karine.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Odorico Konrad, pela sua dedicação, apoio, ensinamentos e sugestões sempre pertinentes.

A minha família, por entenderam a minha ausência e o meu estresse em diversos momentos, por sempre estarem ao meu lado me dando apoio, acreditando no meu potencial e sonhando comigo, especialmente a minha irmã, Karine Josiane Hermes.

Aos meus queridos amigos e colegas de trabalho, que sempre me deram muito apoio em toda essa jornada e que compreenderam a minha ausência e estresse nesses meses.

As minhas amigas, Eugênia Vargas Hickmann, Fernanda Kochhann e Giovana Trombeta, por todo o apoio e compreensão recebidos nesses meses.

Aos colegas do Laboratório de Biorreatores, por serem prestativos e me ajudarem nos momentos de análises.

RESUMO

A suinocultura é uma atividade importante para o setor agropecuário, podendo ser conduzida através do confinamento total de animais. Este gera um volume elevado de dejetos na forma líquida, que normalmente são armazenados em esterqueiras, para posterior aplicação no solo e, em muitas vezes, sem o devido tratamento. Com isso, novas alternativas estão sendo estudadas e uma delas é a compostagem, que tem como finalidade alterar as características químicas e físicas, gerando no final um produto de valor agronômico, o qual pode ser usado no lugar dos fertilizantes. O presente trabalho teve como objetivo avaliar e comparar a degradação de dejetos suínos de forma convencional e acelerada (produto comercial). Dois testes foram realizados, o primeiro a fim de verificar a melhor taxa de aplicação do produto comercial para acelerar a degradação de dejetos de suínos, e o segundo, para simular e comparar uma compostagem convencional com uma acelerada, em escala. A avaliação da degradação foi realizada através de análises de parâmetros físicos e químicos. Com os resultados do teste de biodegradabilidade (etapa 1), verificou-se que a melhor taxa de aplicação é $5{,}33 g_{produto}/g_{dejetos.semana}$. No segundo teste (etapa 2), as compostagens apresentaram uma umidade final, de aproximadamente 75%, um balanço de massa médio de 44,80% na convencional e 45,21% na acelerada, com concentrações finais de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) de 638,39 mg/L e 565,38 mg/L e Nitrogênio Amoniacal de 62,91 mg/L e 117,00 mg/L, respectivamente. Os experimentos de compostagem convencional e acelerada apresentaram resultados semelhantes em termos de comparação, os quais podem ter sido influenciados pela caracterização do produto, pelas diversas coletas e pelo tipo de criação de suínos.

Palavras-chave: Dejetos suínos. Degradabilidade. Nitrogênio. Compostagem.

ABSTRACT

Pig farming is an important activity for the agricultural sector, and can be conducted through the total confinement of animals. It generates a high volume of waste in the liquid form, which is usually stored in mackerel, for later application to the soil and often without proper treatment. With this, new alternatives are being studied and one of them is the composting, whose purpose is to change the chemical and physical characteristics, generating in the end a product of agronomic value, which can be used in place of fertilizers. The present work had the objective of evaluating and comparing the degradation of swine manure in a conventional and accelerated way (commercial product). Two tests were performed, the first in order to verify the best application rate of the commercial product to accelerate the degradation of swine manure, and the second to simulate and compare conventional compost with an accelerated, in scale. The evaluation of the degradation was carried out through analyzes of physical and chemical parameters. With the results of the biodegradability test (step 1), it was found that the best application rate is 5.33 g / day. In the second test (step 2), the composts had a final humidity of approximately 75%, a mean mass balance of 44.80% in the conventional and 45.21% in the accelerated one, with final concentrations of Total Kjeldahl Nitrogen (NTK) of 638.39 mg / L and 565.38 mg / L and Ammonia Nitrogen of 62.91 mg / L and 117.00 mg / L, respectively. The conventional and accelerated composting experiments presented similar results in terms of comparison, which may have been influenced by the characterization of the product, by the different collections and by the type of pig rearing.

Keywords: Swine manure. Degradability. Nitrogen. Composting.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema simplificado do processo de compostagem. 22
Figura 2 - Curva de degradação, sendo x fase *lag* (período de adaptação) e y meia-vida.....25
Figura 3 - Diagrama dos objetivos alcançados, após aplicação da metodologia. 34
Figura 4 - Local de coleta dos dejetos suínos. 35
Figura 5 - Sistema de reator para teste de degradação – Teste Sturm.....36
Figura 6 - Titulação das amostras coletadas no erlenmeyer C. 38
Figura 7 - Etapas de montagem da caixa de compostagem. 40
Figura 8 - Aspersão de dejeto suíno com aplicação do produto comercial 41
Figura 9 - Análise para determinação de NTK, em amostra líquida. 43
Figura 10 - Análise para determinação de NTK, em amostra sólida. 44
Figura 11 - Análise para determinação de N-Amoniacal, em amostra líquida.....45
Figura 12 - Análise para determinação de N-Amoniacal, em amostra sólida.....47
Figura 13 - Análise para determinação de sólidos 48
Figura 14 - Análise para determinação de COT 50
Figura 15 - Determinação de pH 50
Figura 16 - Análise para determinação de Umidade 52
Figura 17 - Aparelho para medir a temperatura. 53
Figura 18 - Mudanças de coloração do composto.....60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estimativa de produção diária de dejetos.....17
Tabela 2 - Caracterização física e química dos dejetos líquidos.....17
Tabela 3 - Testes de biodegradabilidade imediata.....26
Tabela 4 - Taxa de aplicação para o frasco B.....37
Tabela 5 - Cronograma das aspersões de dejetos e produto comercial. 41
Tabela 6 - Valores de pH. 65
Tabela 7 - Valores encontrados na determinação de ST e STV. 66
Tabela 8 - Dados de Umidade para cada amostra analisada.....67
Tabela 9 - Balanço de massa da compostagem. 72

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Concentração de NTK em dejetos suínos, na forma líquida.....55
Gráfico 2 - Concentração de N-Amoniacal em dejetos de suínos, na forma líquida. 56
Gráfico 3 - Teor de Carbono liberado no teste de biodegradabilidade. 58
Gráfico 4 - Concentrações de NTK nas amostras do composto.....61
Gráfico 5 - Concentrações de N-amoniacal nas amostras do composto.....62
Gráfico 6 - Concentração de COT em percentual nas amostras analisadas.....64
Gráfico 7 - Comportamento diário da temperatura na compostagem.....69
Gráfico 8 - Comportamento médio do perfil da temperatura. 70

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 12
1.1 Objetivo Geral 14
1.1.1 Objetivos Específicos 14

2 REFERENCIAL TEÓRICO.....15
2.1 A Suinocultura no Brasil.....15
2.2 Legislação para atividade de Suinocultura.....18
2.3 Tratamento dos Dejetos de Suínos 20
2.3.1 Digestão Aeróbia e Anaeróbia 20
2.3.1.1 Tratamento Anaeróbio 20
2.3.1.2 Tratamento Aeróbio (Compostagem) 21
2.3.1.3 Utilização de Composto Aditivo na Compostagem.....23
2.4 Testes de Biodegradabilidade.....24
2.5 Parâmetros Físicos e Químicos 26
2.6 Trabalhos relacionados 30

3 METODOLOGIA 33
3.1 Descrição do experimento.....35
3.1.1 Procedimentos da Etapa 1.....36
3.1.2 Procedimento da Etapa 2.....39
3.1.2.1 Montagem da compostagem 39
3.2 Monitoramento 42
3.2.1 Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) 42
Legenda: A – Amostras no bloco digestor; B – Amostras após digestão;.....44
C – Destilação; D – amostras tituladas. 44
3.2.2 Determinação de Nitrogênio amoniacal 45
3.2.3 Determinação de Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais (ST).....47
3.2.4 Determinação da Presença de Carbono Orgânico Total (COT).....48
3.2.5 Determinação de pH.....50
3.2.6 Determinação de Umidade 51
3.2.7 Determinação para Temperatura 52

3.3 Interpretação dos dados 53

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 54
4.1 Taxa de aplicação do produto comercial - Etapa 1 54
4.1.1 Resultado da Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl 54
4.1.2 Resultado da Determinação de Nitrogênio Amoniacal 56
4.1.3 Teste de biodegradabilidade e taxa de produção de CO_2 57
4.2 Avaliação da degradação de dejeto suíno - Etapa 2 59
4.2.1 Resultados da Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl 61
4.2.2 Resultados da Determinação de Nitrogênio Amoniacal 62
4.2.4 Resultados de Potencial Hidrogeniônico (pH) 65
4.2.5 Resultados de Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis 66
4.2.6 Resultado da Determinação de Umidade 67
4.2.7 Resultado de Temperatura 68
4.2.8 Balanço de Massa 72

5 CONCLUSÃO 74

REFERÊNCIAS 76

1 INTRODUÇÃO

Para o setor agropecuário do Estado do Rio Grande do Sul, a mais importante atividade econômica é a suinocultura. Grande parte dos produtores adere ao sistema de confinamento total de animais, resultando em uma grande quantidade de suínos e acumulando volume elevado de dejetos na forma líquida. Esses normalmente são armazenados em esterqueiras anaeróbicas, para posterior aplicação no solo (GIACOMINI et al., 2014).

A criação de suínos em sistemas de confinamento aumenta a produção de gases, como dióxido de carbono (CO_2) e amônia (NH_3), sendo que as altas temperaturas influenciam ainda mais para o aumento do acúmulo dos mesmos. Um dos problemas relacionados com a exposição à NH_3 para os animais é a redução da atividade respiratória, que ocorre em razão da sua toxicidade (ROCHA et al., 2011).

No armazenamento de dejetos de suínos, ocorre uma decomposição anaeróbia natural que influencia a emissão de metano (CH_4) e de NH_3 para a atmosfera. Desta forma, a degradação natural dos dejetos torna-se indesejável (BÜHRING; SILVEIRA, 2016). Por isso devido ao aumento da criação de suínos, algumas regiões do país adotaram algumas alternativas de tratamento (ROCHA et al., 2011).

Outra consequência desta atividade está relacionada às várias aplicações de dejetos sem o devido tratamento em uma mesma área, podendo degradar o meio e causar danos à saúde humana, através da contaminação do solo, da atmosfera e dos recursos hídricos. Portanto, se faz necessário o planejamento para sua disposição, de forma adequada. Uma alternativa para reduzir o potencial poluidor dos dejetos na forma líquida tem sido a compostagem (GIACOMINI, 2014).

A compostagem tem função de alterar as características químicas e físicas dos dejetos, dando origem a um produto final, chamado de composto, o qual possui um alto valor agronômico, pois concentra uma grande quantidade de nutrientes. A aplicabilidade deste composto no solo auxilia na nutrição e na fertilização do mesmo, que pode ser utilizado como adubo orgânico (DAÍ PRA et al., 2009).

O trabalho aborda um estudo de caso que surge através da demanda de comercialização de composto de uma empresa específica, o qual foi utilizado para avaliar a degradação de dejetos de suínos, controlando-se alguns parâmetros que foram ajustados para obtenção de maior eficiência. Além disso, buscou-se apresentar uma alternativa viável e de curto prazo, de tratamento com a aplicação do processo de Compostagem Acelerada (utilização de microrganismos selecionados).

Cabe ressaltar que o produto utilizado no presente trabalho é um aditivo resultante da mistura de enzimas e bactérias que serve para aperfeiçoar o processo de decomposição, transformando elementos orgânicos em biomassa natural enriquecida. Contudo, até o presente momento, a sua principal aplicação tem sido na área agrícola. Por isso, este trabalho visa constatar se o mesmo também poderia ser empregado na área ambiental, acelerando a degradação de resíduos.

Inicialmente, os representantes comerciais deste produto realizaram alguns testes empíricos, com o objetivo de verificar a sua atuação em uma composteira de dejetos aviários e em uma criação de suínos. O produto comercial foi diluído em água e utilizado para lavagem do piso local uma vez por semana. Foi verificado que, após a aplicação, o dejeto apresentou um aspecto líquido e suave odor, indicando a decomposição dos resíduos.

1.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo avaliar e comparar a degradação de dejetos suínos de forma convencional e acelerada com a utilização de um produto comercial.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Verificar a melhor taxa de aplicação do produto comercial para acelerar a degradação de dejetos de suínos, através do emprego de um teste de bancada, teste de biodegradabilidade;
- Realizar um processo de compostagem em escala piloto, utilizando a melhor taxa de aplicação do produto comercial;
- Determinar se o produto comercial acelera de forma efetiva a degradação do resíduo testado, por meio de parâmetros físicos e químicos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A Suinocultura no Brasil

A suinocultura é uma atividade de grande importância econômica para o setor agropecuário, principalmente para os estados do Sul do Brasil. Além disso, a suinocultura contribui aproximadamente com 1,5% do Produto Interno Bruto (PIB) Brasileiro. O Brasil é o 4° maior produtor de suínos no mercado internacional (PECORARO, 2015).

Por se tratar da carne mais consumida no mundo, a produção de suínos é responsável pela geração de empregos diretos e indiretos, e por isso, cabe também ressaltar a importância desta atividade no fator social e na grande contribuição de tributos (MARQUES, 2001). Para Schneider (2004), outra importante contribuição da suinocultura, no contexto nacional, é a capacidade de produzir proteína de alta qualidade em um espaço reduzido e em um curto intervalo de tempo, isso quando comparada com a criação de animais de médio e grande porte.

A região sul do Brasil é a maior produtora de suínos, o estado que mais produz é o Estado de Santa Catarina, seguido pelos estados do Rio Grande do Sul e Paraná. A atividade de suinocultura vem crescendo e se consolidando ao longo dos anos, devido ao aumento do consumo desta carne tanto no Brasil quanto no exterior (PECORARO, 2015).

Até a década de 70, os dejetos de suínos não eram preocupantes para o meio ambiente, pois a produção de animais era menor e, por isso, o solo em que os mesmos eram inseridos tinha a capacidade de absorção. A forma mais utilizada para o descarte de dejetos era na forma de adubo orgânico (SCHNEIDER, 2004), porém este aspecto vem mudando ao longo dos anos.

O modelo de produção de suínos é caracterizado pela intensiva criação em confinamento, ou seja, um grande número de animais em pequenas áreas, aumentando ainda mais o risco de contaminação ambiental (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005). Desta forma, deve-se considerar que suinocultura também é uma atividade que contribui para a poluição e degradação do meio ambiente (DAI PRÁ et

al., 2009). Segundo Silva e Bassi (2012), durante a produção de suínos ocorre a emissão de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e amônia (NH_3), elementos estes que estão ligados de forma diversa com o aquecimento global, a diminuição da camada de ozônio e a chuva ácida.

Para Kunz, Higarashi e Oliveira (2005), o manejo e a disposição inadequada dos dejetos gerados na produção do suíno, como por exemplo, o armazenamento excessivo do dejeto em esterqueiras, bem como a aplicação em excesso no solo e a falta de tratamento, podem ocasionar diferentes tipos de contaminação. Esta pode acarretar a eutrofização em rios, lagos e açudes, a poluição de lençóis subterrâneos, devido o aumento da concentração do íon nitrato, do solo por microrganismos patógenos e o excesso de nutrientes e do ar por meio de emissões gasosas.

Segundo Gomes e Ramos (2016), o descarte de dejetos de suínos na forma líquida sem o devido tratamento pode causar danos como: distúrbio, alteração, perturbação e possivelmente degradação de uma área. Ou seja, seus impactos são acumulativos e efetivos, podem se tornar prováveis impactos, diretos e indiretos sem aplicação das devidas medidas preventivas e corretivas, de curto e longo prazo. Ao atingir corpos hídricos superficiais e subterrâneos podem causar impactos que se expandem geograficamente, causando danos em meio local e regional.

Os dejetos de suínos são compostos por urina, fezes, resto de ração, pêlos dos animais, água resultante da higienização e dos bebedouros. Por isso, apresenta grande diluição, normalmente um teor superior a 95% de água (H_2O). Desta forma, quando a produção de excrementos suínos atinge 1000 litros, em geral é composto por aproximadamente 950 litros de água e 50 kg de nutrientes (DAI PRÁ et al., 2009). Na tabela 1 é possível observar a quantidade de dejetos líquidos, gerada por dia em uma propriedade, e o volume é estimado pela sua fase de produção.

Tabela 1 - Estimativa de produção diária de dejetos.

Categoria (animal)	Produção diária de dejeto
Matriz em ciclo completo	100 litros por matriz alojada
Matriz em Unidade de Produção de Leitões (UPL) (até saída de creche)	60 litros por matriz alojada
Suíno em terminação	7,5 litros por animal alojado

Fonte: Dias et al. (2011, p. 13).

De acordo com Oliveira et al. (1993), a composição física e química de dejetos está associada com o sistema de manejo empregado, portanto são dependentes da diluição, do armazenamento e manuseio. Desta forma, podem apresentar variações na concentração de seus componentes. Essa caracterização é uma informação importante para utilização na forma de fertilizante orgânico no solo (DAI PRÁ et al., 2009). A tabela 2 apresenta algumas dessas características.

Tabela 2 - Caracterização física e química dos dejetos líquidos.

Componentes	Unidade	Concentração
pH	-	7,80
Matéria seca	kg/m³	44,50
Nitrogênio total	kg/m³	3,18

Fonte: Adaptado pela autora com base em Dai Prá et al. (2009, p. 26).

De acordo com Marques (2001), Perdomo, Lima e Nones (2001), os dejetos de suínos são excelentes adubos, servem de nutrientes para as plantas e melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo, quando recebem o devido tratamento. Por isso, no Brasil e no mundo, os mesmos são empregados para esta finalidade e, considerando um solo ainda não saturado pela intensa colocação destes resíduos, não se têm há oposição entre a produção de animais e a preservação do meio ambiente.

Entretanto, este tipo de aplicação exige conhecimento e planejamento para cada aplicabilidade, a qual muitas vezes pode necessitar de investimento para captação, armazenamento, transporte e distribuição, o que nem sempre é viável para pequenos e médios produtores. Para estabelecer um programa de manejo de dejetos de suínos, necessita-se conhecer dois elementos fundamentais, o volume e a composição química dos mesmos, visando sempre o controle da poluição e a valorização agronômica (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001).

2.2 Legislação para atividade de Suinocultura

Para a instalação de novos empreendimentos destinados a atividade de suinocultura se faz necessário o licenciamento ambiental. No Estado do Rio Grande do Sul se tem uma definição de critérios técnicos que devem ser seguidos (FEPAM, 2014). Além disso, os produtores devem seguir algumas legislações, como por

exemplo, a Lei nº 9.605 de 1998, a Lei de Crimes Ambientais. A mesma estabelece as sanções penais e administrativas para as ocorrências de má conduta e de atividades que agridam o meio ambiente. Sendo assim, o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde dos homens e animais.

A Lei Estadual nº 11.520 de 2000, a qual institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, determina que um meio ambiente ecologicamente equilibrado é direito de todos, sendo um bem de uso comum e essencial para a qualidade de vida. Desta forma, é dever do Estado, dos municípios, dos cidadãos defenderem, preservar e conservar o meio para as presentes e futuras gerações, protegendo os ecossistemas e fazendo uso racional dos recursos ambientais (RIO GRANDE DO SUL, 2000).

Conforme descrito pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roessler (FEPAM) (2014), um dos critérios técnicos para o licenciamento ambiental é a determinação de áreas de criação e despejo dos resíduos de suínos. A mesma estabelece que sejam de uso rural, e precisam se enquadrar nas diretrizes de zoneamento do município, as quais são definidas no Plano Diretor/Lei de Diretrizes Urbanas, na Lei nº 6.503/72 - Código Sanitário e no Decreto Estadual nº 23.430/74.

Para Albuquerque e Weydmann (2007), o Termo de Compromisso Ambiental (TCA) teve início após a publicação da resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 084 de 17 de dezembro de 2004, a qual direciona ações para diminuir e controlar a degradação dos recursos hídricos e do solo, a partir do sistema de licenciamento integrado para atividades produtivas que adotem o sistema de integração. Segundo os autores, o TCA é um instrumento ambiental, que tem como objetivo o desenvolvimento sustentável da suinocultura, a partir do enquadramento das propriedades, implantação de medidas preventivas e corretivas conforme legislação ambiental estadual. Além disso, pode-se destacar neste Termo a previsão de treinamento de técnicos e produtores, bem como a troca de informações para diminuir os impactos causados pela criação de suínos.

Segundo Amaral et al. (2006), uma das práticas para a produção de suínos é respeitar as seguintes leis: o Código Florestal Federal, a Legislação Ambiental e o Código Sanitário do Estado. O mesmo se faz necessário, principalmente no que diz respeito às distâncias mínimas de instalação, considerando estradas, casas, divisas

de terreno, nascentes, açudes, rios e córregos, para a implantação da infraestrutura onde será realizado o manejo de dejetos e área de disposição dos mesmos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída na Lei nº 12.305 de 2010, dispõe os princípios, os objetivos e os instrumentos, bem como as diretrizes sobre à gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos, inclusive os perigosos e as responsabilidade dos geradores e do poder público. A lei ainda institui como destinação final correta de resíduos: a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e por fim o aproveitamento energético, evitando assim maiores riscos à saúde humana e minimizando os impactos ambientais gerados (BRASIL, 2010).

A utilização correta dos dejetos de suínos e o tratamento adequado, conforme os padrões de emissão da Legislação Ambiental é um grande desafio (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001). Sendo assim, a suinocultura visa buscar o desenvolvimento de sistemas de produção, para diminuir e minimizar os impactos ambientais causados no meio ambiente, principalmente no solo e nos recursos hídricos (DAI PRÁ et al., 2009).

2.3 Tratamento dos Dejetos de Suínos

Segundo Amaral (2016), apesar do elevado número de tecnologias conhecidas e adequadas que podem ser utilizadas no tratamento dos dejetos de suínos, a grande maioria das unidades produtoras trata de maneira inadequada os seus resíduos. Uma prática muito adotada pela atividade no Brasil é o armazenamento dos dejetos em lagoas, tanques ou esterqueiras, ou seja, um sistema tradicional de tratamento, para posteriormente aplicá-lo no solo como adubo ou fertilizante vegetal (VIVAN et al., 2010).

2.3.1 Digestão Aeróbia e Anaeróbia

Dai Prá et al. (2009) citam em seu estudo os possíveis sistemas para tratamento de dejetos de suínos, tanto na fase sólida como na líquida. A região Sul do Brasil utiliza o sistema tradicional de tratamento para a forma líquida, no qual ocorre o transporte dos resíduos por tubulações ou canaletas até o local de depósito. Os mesmos são armazenados até a ocorrência da fermentação

anaeróbica, e após este procedimento, são transportados para a lavoura. Este sistema pode apresentar bons resultados, quando instalado e manuseado corretamente. Já quando estão na forma sólida, se faz uso de esterqueiras abertas, onde ocorre a digestão aeróbia, a fim da estabilização do composto.

2.3.1.1 Tratamento Anaeróbio

O biodigestor é considerado um sistema fechado de degradação anaeróbia, onde os gases gerados são coletados e armazenados para posteriormente serem utilizados ou apenas queimados (KUNZ; OLIVEIRA, 2006). Os biodigestores são estruturas construídas com aço ou concreto, que podem ser equipados com bobinas de aquecimento e isolantes para a retenção do calor. Neste sistema, o biogás produzido é recolhido e o substrato gerado normalmente é recolocado no processo. Já o resíduo é retirado e disposto em um aterro para armazenamento (KARLSSON et al., 2014).

Segundo Angonese et al. (2007), os principais resultados esperados no tratamento de dejetos líquidos de suínos com os biodigestores é a redução do potencial poluidor, que pode atingir aproximadamente 90%, a estabilização da matéria orgânica pela redução da relação Carbono/Nitrogênio. Além disso, os autores ainda apontam um potencial de redução de 70% nas emissões dos Gases causadores do Efeito Estufa (GEE) produzidos pelo resíduo.

A decomposição anaeróbia ocorre através da ação dos microrganismos presentes nos dejetos de suínos, em que se tem como produto final o biogás, o qual é composto por CH_4, sendo que sua concentração varia de 50% a 70% e por CO_2 (KUNZ; OLIVEIRA, 2006). Além do biogás, nesta reação também é formado o biofertilizante, o qual pode ser utilizado na agricultura, pois apresenta uma elevada presença de nutrientes minerais (KARLSSON et al., 2014).

Segundo Qian et al. (2018), a digestão anaeróbia é um processo biológico em que diversos grupos de microrganismos convertem as matérias orgânicas complexas em produtos finais simples e estáveis na ausência de oxigênio. Desta forma é um dos métodos mais eficazes para o tratamento de dejetos de suínos, convertendo-os

em energia verde e reduzindo a emissão de CH_4 para a atmosfera (WIJESINGHE et al., 2018).

2.3.1.2 Tratamento Aeróbio (Compostagem)

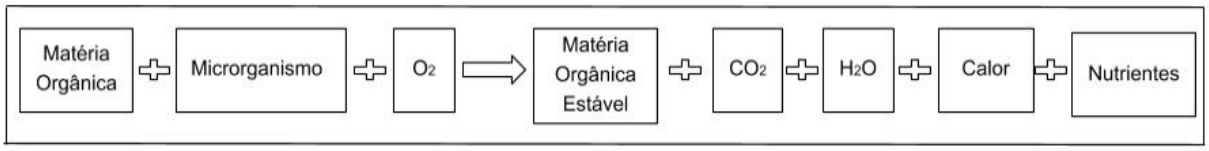
Uma possibilidade de tratamento para os resíduos gerados na suinocultura tem sido a compostagem, visando a sua destinação final. De acordo com Nunes (2003), esta prática tem como propósito ser um método alternativo para o manejo dos dejetos de suínos. Além disso, tem como finalidade alterar as características químicas e físicas, gerando no final um produto de valor agronômico elevado, o qual pode ser usado no lugar dos fertilizantes minerais.

A compostagem é um processo de decomposição microbiana controlado, com oxidação e oxigenação de uma massa heterogênea de matéria orgânica. Ou seja, durante a compostagem ocorre a decomposição do material biodegradável presente nos resíduos, em condições adequadas, a fim de produzir um composto orgânico para uso agrícola. Além disso, esse processo diminui o volume dos dejetos e concentra os nutrientes (DAI PRÁ et al., 2009; SANTOS; FLORES, 2012).

De acordo com Wang et al. (2016), o processo de compostagem é uma alternativa socialmente aceitável e uma das tecnologias mais adequadas para o tratamento e a disposição de dejetos. Isto, juntamente com a redução de massa e volume, gerando no final um produto valioso, o qual pode ser usado para melhorar a produção agrícola.

O processo de compostagem ocorre em três fases: a primeira é a fitotoxidade, inicial e rápida, em que o composto está cru ou imaturo. A segunda é a fase de bioestabilização ou termofílica, na qual acontece a degradação da matéria orgânica através da atividade microbiana, podendo apresentar temperaturas superiores a 60 ºC. Por fim, a terceira é a chamada humificação ou maturação, que vem acompanhada pela mineralização dos componentes orgânicos, apresentando temperaturas médias de 30 ºC. Durante o procedimento, ocorre a produção e o desprendimento de calor, de CO_2 e vapor de H_2O, evitando assim a formação de CH_4 (DAI PRÁ et al., 2009).

Figura 1 - Esquema simplificado do processo de compostagem.



Fonte: Fernandes e Silva (1999, p. 10).

De acordo com Romão et al. (2016), Cadis e Henkes (2014), a compostagem convencional é um processo de transformação biológica da matéria orgânica, ou seja, a fração orgânica é decomposta biologicamente em um maior período de tempo, podendo ser de até 90 dias. Os autores afirmam que devem ser estudadas alternativas de otimização para acelerar o processo de compostagem, visando a geração de produtos com maior potencial agropecuário.

Para Santos e Flores (2012), a compostagem acelerada é uma alternativa de tratamento adequada, pois possui alta velocidade de decomposição, se tornando um dos métodos mais viáveis para o reaproveitamento da parcela orgânica biodegradável. A compostagem acelerada pode ser obtida através da inclusão de agentes químicos e/ou biológicos, bem como mecanismos para aprimorar a aeração e ventilação. Desta forma, o tempo necessário para a estabilização do resíduo diminui, podendo passar de 90 para 24 dias.

2.3.1.3 Utilização de Composto Aditivo na Compostagem

As enzimas são proteínas que têm como função catalisar as reações químicas em sistemas biológicos. As proteínas estão incluídas na digestão de moléculas complexas de alimentos em compostos químicos menores, como por exemplo, em glicose e aminoácidos, tanto nas bactérias como em ruminantes. A caracterização das enzimas é feita pelo tipo de substrato ao qual reagem e pela sua especificidade, desta forma, elas podem ser de origem bacteriana (*Bacillus* sp.) ou fúngica (*Tricoderma* e *Aspergillus*). A principal atuação das enzimas é na hidrólise direta do substrato, mas também podem ter atuação indireta na estimulação da colonização de microrganismos (BEEFPOINT, 2003).

Atualmente existem empresas que comercializam produtos compostos por enzimas, naturais, estáveis, sem aditivos químicos, não tóxicos, não corrosivos e livres de organismos patogênicos, a fim de promover o biotratamento de resíduos e efluentes. De acordo com os fabricantes, o seu uso é seguro, pois traz benefício ao meio ambiente e é inofensivo à saúde humana e a dos animais (ENZILIMP, 2018).

Estes produtos têm como função eliminar o residual de matéria orgânica, evitando assim os impactos ambientais. Isso ocorre, pois, os produtos são compostos por microrganismos, os quais digerem a matéria orgânica transformando-a em água e energia, desta forma eliminando o mau cheiro gerado e controlando a presença de insetos nocivos. Como aplicações, citam-se a higienização de residências, hotéis, restaurantes, condomínios, shoppings, entre outros. Além das descritas, os fabricantes comentam sua importância no saneamento básico de regiões urbanas, já que também podem ser utilizado em lagoas de estabilização, instalações de esgotos e efluentes industriais (ENZILIMP, 2018).

2.4 Testes de Biodegradabilidade

De acordo com Catto (2014), a biodegradação ou biodegradabilidade é um processo em que ocorre a decomposição da matéria orgânica em CO_2, CH_4, H_2O, compostos inorgânicos, sendo que a ação que predomina é a enzimática feita pelos microrganismos. Desta forma, os metabólitos liberados pela biodegradação são não-tóxicos para o meio ambiente.

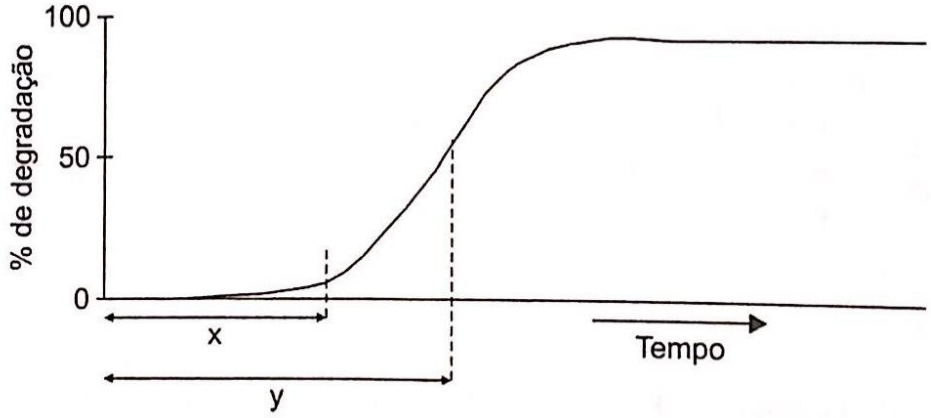
Degradação é um termo utilizado para referir o processo de conversão de uma substância química com estrutura complexa em moléculas simples, podendo ser do tipo abiótica e biótica (biodegradação). Para analisar e avaliar o comportamento, a biodegradabilidade e o impacto ambiental que pode ser causado pelas novas substâncias químicas, se faz necessário a aplicabilidade de teste de biodegradabilidade (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

De acordo com os autores Zagatto e Bertoletti (2014), através da perda de carbono orgânico total (COT) dissolvido ou consumo de oxigênio (O_2) ou desprendimento de gás carbônico, pode-se observar a evolução da biodegradação. Normalmente é difícil obter 100% da perda de COT dissolvido, pois durante o crescimento bacteriano os produtos solúveis são sintetizados, e em muitos casos não se degradam no período do teste.

Acredita-se que o período de 28 dias seja suficiente para ocorrer a aclimatação ou adaptação da população microbiana ao substrato. Sendo assim, a biodegradação inicia após um tempo de exposição, na fase chamada *lag*, passando por um período de crescimento exponencial até que o processo estabilize. Esta

última etapa se caracteriza por atingir a degradação máxima, fase chamada de platô, que normalmente acontece no 10º dia de teste (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

Figura 2 - Curva de degradação, sendo x fase *lag* (período de adaptação) e y meia-vida.



Fonte: Zagatto e Bertoletti (2014, p. 101).

Segundo Zagatto e Bertoletti (2014), os testes de biodegradabilidade, se enquadram em três níveis:

I - Testes de biodegradabilidade imediata, que tem como finalidade avaliar a habilidade que a substância tem de ser metabolizada por microrganismos, através da aplicabilidade de testes simples, em condições parecidas com o meio ambiente, podendo ter uma duração de até 28 dias;

II - Testes de biodegradabilidade intrínseca demonstram o potencial de biodegradabilidade que o composto apresenta quando está exposto a condições favoráveis, para este teste o período de exposição pode durar até 120 dias;

III - Os testes de simulação, que indicam a taxa de biodegradação num compartimento específico, os quais podem ser divididos conforme o ambiente que pretende avaliar. Pode ser através de tratamento biológico (aeróbico ou anaeróbico), rios, estuários, mares e solos.

Os testes de biodegradabilidade imediata são utilizados para indicar a facilidade que um composto tem de se degradar, através da ação microbiana submetido a condições normais do meio. A *Organization for Economic Cooperation*

and Development (OECD) recomenda níveis aceitáveis entre 60% a 80%, o que pode variar conforme o parâmetro analisado, ou seja, desprendimento de CO_2 ou consumo de O_2 (60%) e para remoção de CO dissolvido (70%). Um dos métodos indicados para a realização deste teste é o método de Evolução de CO_2 (teste de Sturm modificado) (TABELA 3) (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

Tabela 3 - Testes de biodegradabilidade imediata.

Métodos	Duração (dias)	Número do protocolo e respectiva organização		Parâmetro avaliado	Densidade populacional	Aplicação
		OECD	ISO		(UFC/ml)	
Evolução de CO_2 (Teste de Sturm modificado)	28	301 B	9439	CO_2	2 a $10x10^5$	Substâncias solúveis ou insolúveis, e não voláteis

Fonte: Adaptado pela autora com base em Zagatto e Bertoletti (2014, p.104).

Conforme Zagatto e Bertoletti (2014), os testes de biodegradabilidade intrínseca necessitam de condições mais favoráveis, uma densidade microbiana maior e um período de exposição mais longo para que se tenha a adaptação ou aclimatação do composto. Sendo assim, o teste indica o grau em que o composto pode ser degradado, podendo ocorrer a formação de compostos intermediários mais estáveis. Quando se obtém um resultado negativo é indicativo que o composto permaneça no meio ambiente, ou seja, será classificado como não biodegradável.

2.5 Parâmetros Físicos e Químicos

Os principais fatores que influenciam no processo de degradabilidade e que foram monitorados e estudados neste trabalho são: Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal, Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais (ST), Carbono Orgânico Total (COT), CO_2, Potencial Hidrogeniônico (pH), Temperatura e Umidade.

2.5.1 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Segundo Sánchez et al. (2017), existem matérias-primas utilizadas em processos de compostagem que são ricas em nitrogênio (N), sendo o dejeto suíno, uma das opções. De acordo com Nunes (2003), a concentração de Nitrogênio

aumenta durante o processo de compostagem, e isso acontece devido à intensa degradação dos compostos de carbono. Além disso, o principal nutriente utilizado pelos microrganismos na assimilação do substrato carbônico presente nos resíduos é o nitrogênio. Conforme Sheppard e Bittmann (2013), o NTK é composto por N-orgânico e N-amoniacal (NH_3).

2.5.2 Nitrogênio Amoniacal

A amônia é um tipo de composto químico, que aumenta a formação de partículas finas na atmosfera, além disso, auxilia na acidificação dos ecossistemas e na eutrofização (WIJESINGHE et al., 2018). Desta forma, a perda de amônia se torna uma preocupação ambiental associada à geração de dejetos (KIM et al., 2017).

O Nitrogênio Amoniacal é facilmente detectado pelo seu odor em uma concentração de 5 ppm ou mais. Quando apresenta uma concentração acima de 50 ppm passa a afetar o crescimento e a saúde dos animais. Por ser mais leve que o ar, se concentra junto ao forro. Os níveis de concentração do local estão mais relacionados com a higiene do que com a ventilação. Para se ter um maior conforto e segurança para os criadores e animais, os níveis de NH_3 não devem ultrapassar os 10 ppm (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001).

2.5.3 Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais (ST)

Os sólidos totais (ST) são definidos em uma amostra pela fração presente de matéria seca, já os sólidos voláteis (SV) podem ser definidos por uma amostra com frações constituídas pela matéria orgânica. Os seus teores podem ser obtidos através de análise gravimétrica, que consiste na pesagem das amostras antes e depois dos procedimentos de secagem na estufa e calcinação em mufla (NUNES, 2003).

2.5.5 Carbono Orgânico Total (COT)

Segundo Nunes (2003) e Valente et al. (2009), a presença de carbono é a maior fonte de energia para os microrganismos presentes na compostagem, e a tendência é que seu valor diminua com o decorrer da degradação. Esse efeito está relacionado com o equilíbrio que acontece entre as reações que diminuem a concentração de matéria orgânica dissolvida.

2.5.6 Dióxido de Carbono (CO_2)

O CO_2 tem como característica ser mais pesado que o ar, e é decorrente da degradação dos compostos de carbono, os quais diminuem o peso da massa em compostagem. Além disso, caracteriza-se por ser inodoro e asfixiante (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001). De acordo com Nunes (2003) e Valente et al. (2009), a ocorrência de CO_2 é resultado do processo de nitrificação e da oxidação do carbono. A oxidação da matéria orgânica existente é realizada pelos microrganismos, os quais liberam CO_2 através da sua respiração.

2.5.7 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A matéria-prima (urina, fezes, entre outros) utilizada na compostagem é de origem orgânica. O processo inicial da decomposição, denominada fitotóxica, se dá através de uma reação ácida, em que ocorre a formação de ácidos orgânicos, podendo apresentar um pH entre 5 e 6. Porém estes ácidos orgânicos e minerais que se formam, reagem com bases liberadas pela matéria orgânica, gerando assim uma reação alcalina. Além disso, é possível a formação de humatos alcalinos, que são originados pela reação de ácidos húmicos e com elementos químicos básicos (DAI PRÁ et al., 2009).

Segundo Dai Prá et al. (2009) e Valente et al. (2009), estas reações químicas têm como finalidade regular a acidez presente no processo. Sendo assim, o produto final pode atingir um pH entre 7,0 e 8,5. Por isso, conforme Dai Prá et al. (2009), o valor de pH é um parâmetro indicativo de estabilização da biomassa, gerada na compostagem.

2.5.8 Temperatura

O controle deste parâmetro se faz necessário para estabilizar os dejetos, enquanto ocorre a formação do húmus, a redução de patógenos, e a evaporação da água contida no material. Desta forma, antes do processo, o dejeto líquido contém 5% de matéria seca, e após produzido, apresenta aproximadamente 40% de matéria seca (DAI PRÁ et al., 2009).

De acordo com Valente et al. (2009), a temperatura é um parâmetro que indica equilíbrio microbiológico no interior da biomassa, que ocorre devido à inter-relação entre os fatores: umidade, tamanho da leira e partículas, disponibilidade de nutrientes, relação Carbono/Nitrogênio (C/N) e aeração. A fase que produz o calor utilizado na concentração dos nutrientes é a fase termofílica da compostagem, quando a temperatura no interior da biomassa chega entorno dos 60°C ou mais (DAI PRÁ et al., 2009).

2.5.9 Umidade

A compostagem é caracterizada pela produção de CO_2 e H_2O, pela liberação de substâncias minerais e a formação de matéria orgânica estável. Durante este processo há a perda de H_2O para o meio, o qual ocorre em função da produção de calor gerado pela atividade microbiana (DAI PRÁ et al., 2009). Segundo Fernandes e Silva (1999), a H_2O é um dos elementos fundamentais para a vida microbiana. De acordo com os autores, o teor de umidade presente no composto deve ser entre 50 e 60%, para se ter um processo com boa eficiência. A umidade pode ser ajustada através da mistura dos componentes presentes na composteira ou adição de água.

O teor de umidade está relacionado com a aeração realizada no processo de compostagem e com as características físicas dos resíduos, sendo elas a estrutura e a porosidade. Quando o teor de umidade é acima de 65%, a água ocupa os espaços vazios do meio, que além de impedir a passagem de O_2, também afeta significamente às propriedades químicas do composto, gerando a diminuição da concentração de N. Caso o teor de umidade seja inferior a 40%, ocorre a inibição da atividade microbiana e a diminuição da velocidade de biodegradação (DAI PRÁ et al., 2009; FERNANDES; SILVA, 1999).

De acordo com Dai Prá et al. (2009), Fernandes e Silva (1999) ocorre a diminuição do teor de umidade presente no produto final (composto). Sendo assim, a umidade é um parâmetro que deve ser monitorado durante o processo para que uma boa eficiência seja obtida.

2.6 Trabalhos relacionados

Neste item serão abordados trabalhos relacionados à compostagem acelerada utilizada no tratamento de resíduos. Foram encontrados poucos trabalhos e pesquisas desenvolvidas que utilizam algum tipo de composto aditivo para acelerar o processo de decomposição, principalmente quanto a dejetos suínos. Destaca-se que uma das propostas do trabalho é buscar a menor emissão de NH_3 para o ambiente de produção, promovendo assim, uma maior qualidade para os animais e produtores.

Para Giacomini et al. (2014), durante o processo de compostagem ocorre algumas perdas, como por exemplo, nitrogênio por volatilização de NH_3, provando assim a redução do potencial fertilizante do composto. A adição de zeólitas naturais ao substrato é uma alternativa promissora, pois a sua estrutura tem como características, proporcionar estabilidade da estrutura, alta capacidade de troca catiônica, capacidade de capturar gás e vapor, propriedades catalíticas e grau de hidratação alto, fazendo assim com que as zeólitas retenham amônio nas cargas superficiais e o gás amônia em suas cavidades.

O estudo supracitado teve como objetivo avaliar a eficiência das zeólitas naturais do tipo Clinoptilolita e Estilbita, na mitigação de perdas de NH_3, analisando a fase inicial da compostagem, com dejetos líquidos de suínos. Após a realização dos experimentos e análise dos dados obtidos os autores concluíram que as zeólitas naturais do tipo clinoptilolita, são mais eficientes para a mitigação das perdas de N por volatilização de NH_3. Além disso, concluíram que a dose empregada está relacionada com a eficiência das zeólitas em controlar esta volatilização (GIACOMINI et al., 2014).

Os autores Santos e Flores (2012), testaram uma técnica de compostagem acelerada, utilizando o Embiotic® Line – acelerador de compostagem (comercial), em Resíduos Sólidos Urbanos, com a intenção de diminuir o volume de resíduos e

acelerar o processo de compostagem. Neste trabalho foram avaliados os principais parâmetros que interferem na qualidade e na eficiência da compostagem.

Os parâmetros analisados foram: pH, temperatura, umidade, volume das leiras de compostagem e a relação C/N do composto final e inicial. Os testes foram realizados a partir da comparação de uma compostagem aeróbia convencional com a compostagem acelerada. Além da análise dos parâmetros, os autores também analisaram a velocidade da biodegradação do composto. Foi observado que a compostagem que continha o produto Embiotic® Line (acelerada) apresentou excelentes resultados relacionados à reciclagem da matéria orgânica, auxiliou na redução dos odores, não produziu chorume, possuindo, assim, bom custo benefício para o meio ambiente (SANTOS; FLORES, 2012).

Segundo Moraes et al. (2004), um dos problemas que as Estações de Tratamento de Água (ETA) encontram é na hora de tratar e dispor o lodo gerado, o qual muitas vezes é disposto em recursos hídricos de forma irregular. O estudo realizado pelos autores foi nas dependências do Aterro Sanitário Municipal de Novo Hamburgo, RS, tendo como objetivo estudar e analisar a possibilidade da utilização do lodo gerado na ETA como composto orgânico.

O tipo de compostagem escolhida pelos autores foi a acelerada, com leiras aeradas mecanicamente (por soprador). O projeto inicial propunha que o lodo fosse misturado com resíduos orgânicos urbanos do município, os quais foram triados no aterro sanitário municipal. Como resultados esperados no trabalho, destacam-se a utilização do lodo gerado na ETA como fertilizante na agricultura, ou seja, transformando o resíduo em um composto (MORAES et al., 2004).

Sanchuki (2011) testou o procedimento de compostagem acelerada em resíduos agroindustriais gerados em uma criação de frango, o qual possui alto potencial para adubação de solo. Para o autor, a compostagem acelerada auxiliou na transformação dos resíduos, em um reduzido tempo com a obtenção de um composto com qualidade. Sendo assim, o objetivo do trabalho foi avaliar o tipo de compostagem e a aplicação do composto obtido na aclimatização das plântulas de *Nidularium innocentii.*

Neste caso, realizou-se a aplicação com diferentes microrganismos isolados com o propósito de aumentar a velocidade da degradação do material, em um sistema de reatores. Como resultado para a etapa de aclimatização o autor verificou bons índices de sobrevivência, iguais a 100%, os quais são equivalentes ao

substrato comercial Plantmax HTTM utilizado para esse processo. Desta forma, o autor conclui que o processo de compostagem do tipo acelerada e a utilização do composto orgânico na forma de substrato para aclimatização de plântulas de *N. innocentii* são eficientes (SANCHUKI, 2011).

3 METODOLOGIA

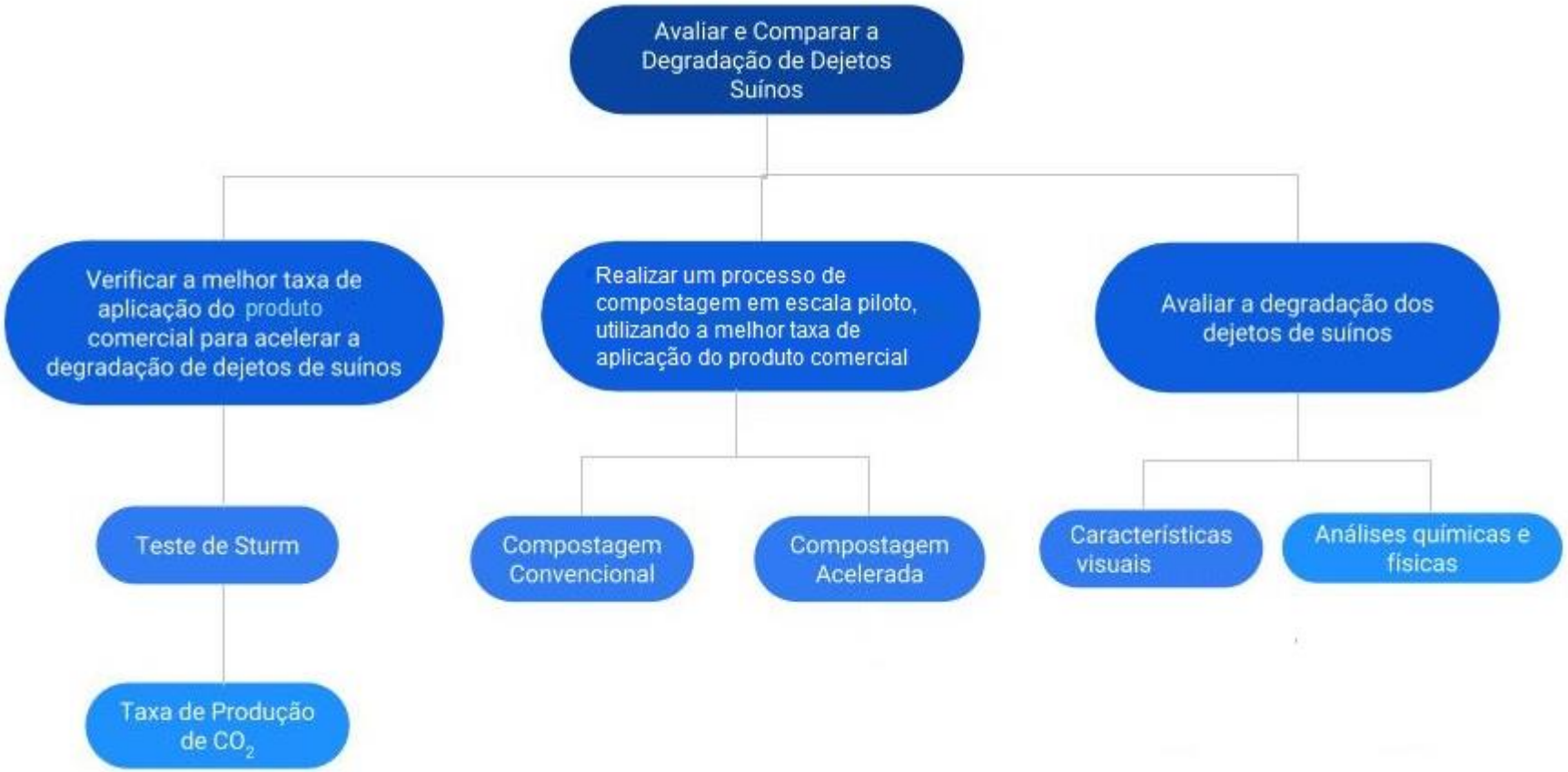
As coletas dos dejetos utilizados neste trabalho foram realizadas no município de Estrela, local onde se encontra a propriedade que contém a produção de suínos em confinamento, classificada como creche. A mesma produz 500 animais em 35 dias, com produção estimada em cerca de 1.250 L/dia de dejetos. Foram realizadas 4 coletas, no período de 5 meses (janeiro/2019 a maio/2019), sendo que o material foi armazenado nas geladeiras do laboratório.

O produto comercial empregado no presente trabalho é um aditivo resultante da mistura de enzimas e bactérias (*Lactobacillus plantarum*, *Bacillus subtilis*, *Enterococcus faecium*), que tem como finalidade o aperfeiçoamento do processo de decomposição, transformando elementos orgânicos em biomassa natural enriquecida. O produto atualmente é aplicado em áreas agrícolas.

Como o produto comercial utilizado ainda não havia sido testado com a finalidade de degradação de dejetos, a proposta experimental foi dividida em duas etapas: I - Testes de biodegradabilidade imediata/escala de bancada e II - Testes de simulação/escala piloto.

Na primeira, foi realizado o teste de biodegradabilidade em escala de bancada, em que foram avaliadas três diferentes taxas de aplicação do produto comercial, para verificar a quantidade necessária para acelerar a degradação, aliada à menor dosagem. Já no teste de simulação, realizado na segunda etapa, foi utilizado a melhor taxa de aplicação empregada para degradação de dejetos, na forma de compostagem, em escala piloto.

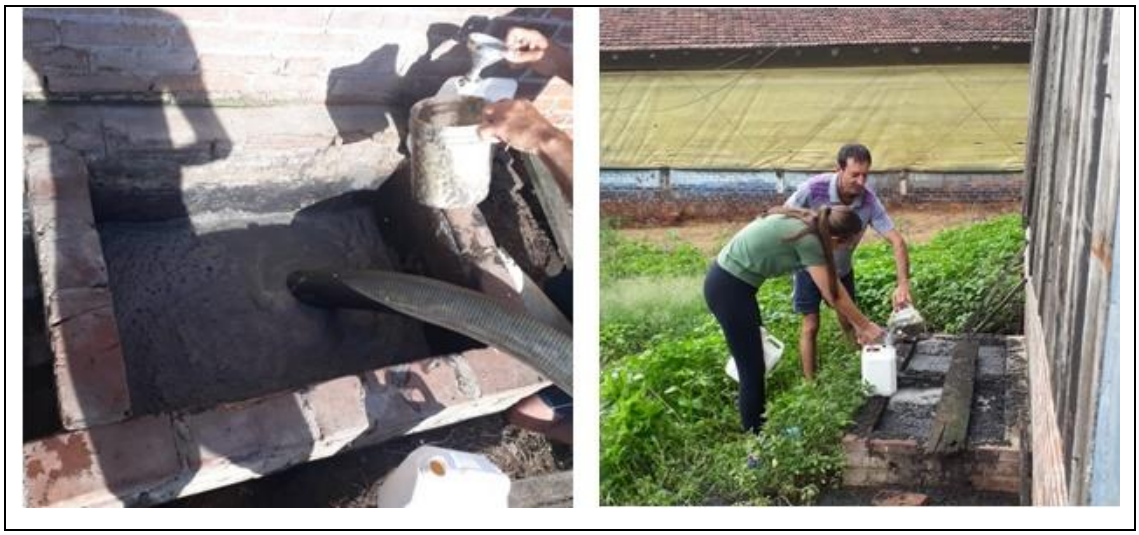
Figura 3 - Diagrama dos objetivos alcançados, após aplicação da metodologia.



3.1 Descrição do experimento

Para a coleta dos dejetos de suínos na esterqueira da propriedade, foi necessário a utilização de balde e funil (FIGURA 4), para auxiliar no armazenamento em galões de 5 e 10 litros. Foram realizadas mais de uma coleta, porém na mesma esterqueira, isso ocorreu devido ao grande volume de dejetos necessários para os testes e a dificuldade de armazenamento no laboratório.

Figura 4 - Local de coleta dos dejetos suínos.



Na primeira etapa do trabalho foi realizado o teste de biodegradabilidade (meses de janeiro e fevereiro), empregando três diferentes taxas de aplicação do produto comercial, cada qual em duplicata. Também foi conduzida a referência, denominada branco, em que foi avaliada a degradação do dejeto sem a adição do produto comercial. Para esta etapa, utilizou-se 4,2 litros de dejeto suíno.

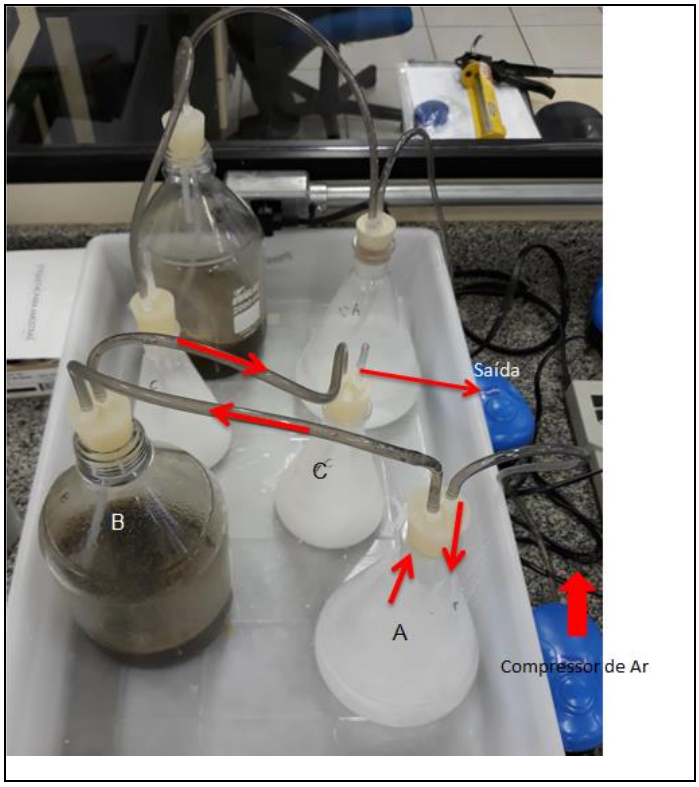
Na segunda etapa do trabalho, utilizou-se 102 litros de dejeto de suíno, para a simulação da compostagem (dejeto+serragem), durante os meses de março, abril e maio. Foram montados seis sistemas em escala piloto: compostagem convencional, sem a adição do produto comercial, em triplicata; e compostagem acelerada, também em triplicata, com adição do produto na melhor taxa de aplicação encontrada na etapa 1. Os parâmetros físicos e químicos do composto foram analisados em dois momentos, após 30 dias de experimento e no fim do mesmo. Sendo que o monitoramento da etapa 2, ocorreu durante um período de 75 dias.

3.1.1 Procedimentos da Etapa 1

3.1.1.1 Teste de biodegradabilidade e taxa de produção de CO_2

Para quantificar a biodegradabilidade e verificar a taxa de produção de CO_2, utilizou-se a metodologia do Teste de Sturm. A mesma foi realizada através de um sistema composto por três erlenmeyers, interligados por pequenos tubos, com o objetivo de simular um processo de respiração celular para quantificar a produção de CO_2 (FIGURA 5). A aeração foi mantida por um compressor de ar modelo 100 L, marca VigoAr, potência 3 W, que realizou a oxigenação através de pedra porosa. Para garantir que o ar introduzido nos recipientes estivesse isento de CO_2 atmosférico, e que contemplasse somente a parcela deste composto produzido pela degradação, foi adicionada uma solução de Hidróxido de Bário ($Ba(OH)_2$) no erlenmeyer A. O CO_2 presente foi transferido pelo fluxo de ar, o qual reagiu com $Ba(OH)_2$, formando carbonato de bário ($BaCO_3$) e precipitando, conforme a equação 1. A determinação da quantidade de CO_2 formado pela degradação do dejeto foi constatada no último recipiente, por intermédio de uma titulação com ácido clorídrico (HCl) (ROSA; FILHO; AGNELLI, 2002).

Figura 5 – Sistema de reator para teste de degradação – Teste Sturm.



Equação 1 - Equação da reação.

$$CO_{2(g)} + Ba(OH)_{2(aq)} \rightarrow BaCO_{3(s)} + H_2O_{aq} \quad (1)$$

Fonte: Rocha (2014).

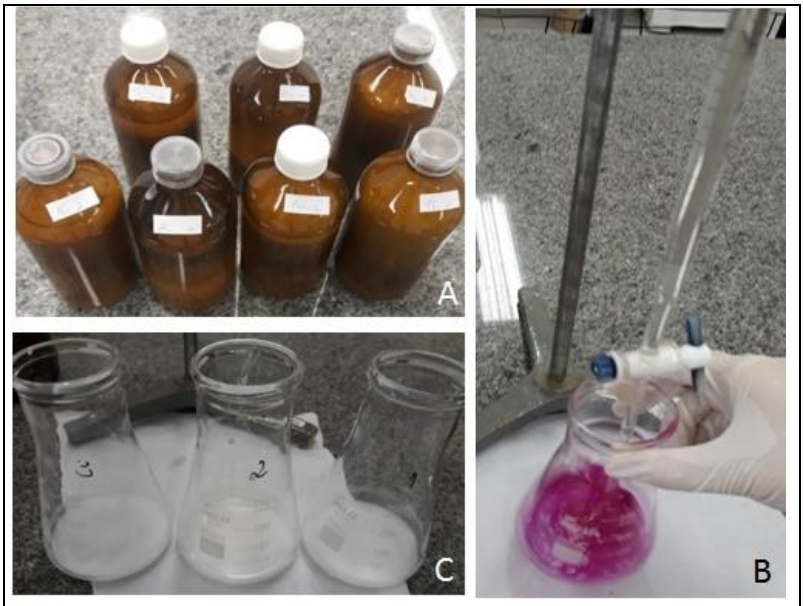
De acordo com a metodologia de Rosa, Filho e Agnelli (2002), a realização do procedimento do teste de Sturm consistiu nas seguintes etapas: 1º - Misturou-se 500 mL de água destilada com 2g de $Ba(OH)_2$ no erlenmeyer A, onde conectou-se o compressor de ar, descrito anteriormente, fazendo com que o ar isento de CO_2 seja transferido para o erlenmeyer B. 2º - No recipiente B foi adicionado o produto comercial e dejeto de suínos conforme as proporções na tabela 4. 3º - No erlenmeyer C, foi colocado 250 mL de água destilada e 12 g de $Ba(OH)_2$. Na tabela 4 também estão mostradas as taxas de aplicação utilizadas no presente trabalho, relacionando a quantidade em massa do produto que foi empregado por massa de dejeto, sendo uma aplicação para 7 dias de experimento.

Tabela 4 - Taxa de aplicação para o frasco B.

Duplicatas	Produto (miligramas)	Dejetos (gramas)	Taxa de aplicação ($g_{produto}/g_{dejetos.semana}$)
Aplicação A	3200	600	5,33
Aplicação B	6400	600	10,66
Aplicação C	12800	600	21,33
Referência	-	600	-

O sistema ficou exposto a uma temperatura ambiente, para possível obtenção de uma degradação o mais próximo das condições naturais. O acompanhamento foi realizado durante 7 dias, de 24 em 24h, sendo que primeiro foi coletado o $BaCO_3$ gerado no frasco C, que foi reservado em um frasco para titulação. Após a coleta foram renovadas as soluções dos erlenmeyers A e C, conforme os passos 1º e 2º descritos anteriormente. Por fim, realizou-se a titulação, em triplicata, após os 7 dias de teste, foi coletado 10 mL do $BaCO_3$ de cada frasco reservado, colocou-se 10 gotas de fenolftaleína e titulou-se com HCl 0,1 N até que tornaram-se transparentes. Algumas das etapas realizadas podem ser observadas na Figura 6. Por meio de cálculos estequiométricos conforme a metodologia de Rocha (2014) pode-se mensurar a quantidade de CO_2 liberado na biodegradação.

Figura 6 – Titulação das amostras coletadas no erlenmeyer C.



A - Frascos com a coleta do erlenmeyer C. B - Titulação das amostras.
C - Amostras após a titulação.

Massa do HCl em gramas (g):

$$M_{HCl} = \frac{VT_{HCl} \times C \times PM_{HCl}}{1000} \quad (2)$$

Sendo:

VT_{HCl}: Volume titulado de HCl

C: Concentração do HCl (normalidade)

PM_{HCl}: Peso molecular do HCl (36,46 g/mol)

Massa de $Ba(OH)_2.8H_2O$ (g):

$$MB = \frac{315{,}47 \times M_{HCl}}{PM_{HCl}} \quad (3)$$

Massa de $Ba(OH)_2.8H_2O$ obtida na titulação (g):

$$MT = \frac{MB \times 1000}{VT} \quad (4)$$

Sendo:

VT: volume da solução com $BaCO_3$ utilizada na titulação.

Percentual de $Ba(OH)_2.8H_2O$ final no erlenmeyer “C” em porcentagem (%):

$$\%F = \frac{MT \times 100}{MD} \quad (5)$$

Sendo:

MD: massa diluída de $Ba(OH)_2.8H_2O$ (g - misturada com água deionizada na preparação da solução).

Percentual de $Ba(OH)_2.8H_2O$ final no branco (%):

$$\%B = \frac{MT \times 100}{MD} \quad (6)$$

Percentual de $Ba(OH)_2.8H_2O$ que reagiu (%):

$$\%R = \%B - \%F \quad (7)$$

Massa de $Ba(OH)_2.8H_2O$ que reagiu (g):

$$MR = \frac{MD \times \%R}{100} \quad (8)$$

Massa que reagiu ao CO_2 (g):

$$M(CO_2) = \frac{44{,}01 \times MR}{315{,}47} \quad (9)$$

Teor de carbono na degradação (g):

$$TC = \frac{12{,}01 \times M(CO_2)}{44{,}01} \quad (10)$$

Além da taxa de produção de CO_2, analisou-se e se comparou a presença de NTK e N-Amoniacal para cada amostra, conforme metodologias descritas nos itens 3.2.1 e 3.2.2.

3.1.2 Procedimento da Etapa 2

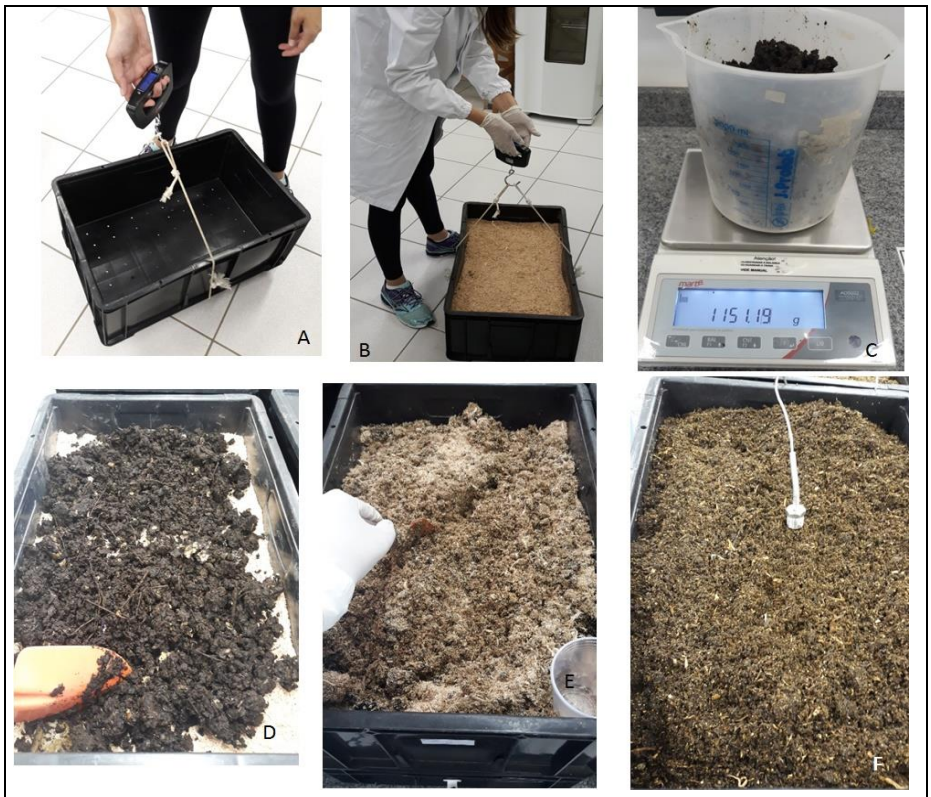
3.1.2.1 Montagem da compostagem

A etapa 2 consistiu no teste de simulação através da montagem da compostagem dos tipos convencional e acelerada. Os sistemas foram compostos por 6 caixas apropriadas (FIGURA 7). As mesmas possuem as seguintes medidas: 22cm de altura, 37cm de largura e 56,5cm de comprimento, com um compartimento

na parte de baixo com 13cm de altura, para reservar percolados, que porventura pudessem ser gerados durante o procedimento.

Para a montagem das composteiras, utilizou-se dejeto, serragem, produto comercial, pá, beckers de plástico de 2 litros e balança. Primeiramente foi pesada a caixa com a balança manual, após colocou-se 31 litros de serragem (15cm), 4L de inoculo (resíduo orgânico) em todas as caixas, depois foi realizado a aspersão de 3L de dejetos, sendo que na compostagem acelerada foi misturado ao dejeto 16g do produto comercial, após realizou-se a homogeneização. A quantidade de produto utilizado foi encontrado através da melhor taxa de aplicação realizada na etapa 1.

Figura 7 – Etapas de montagem da caixa de compostagem.



Legenda: A – Pesagem da caixa; B – Pesagem da serragem; C – Inoculo; D e E – Caixa com serragem e inoculo e F – caixa finalizada com PT100.

O acompanhamento do experimento ocorreu semanalmente, onde se analisou a coloração do composto, realizou-se nova homogeneização, verificação da geração de percolado e as aspersões do dejeto suíno com e sem o produto comercial. Na figura 8, estão apresentadas as etapas realizadas na aspersão de dejeto com adição do produto comercial, sem aplicação do mesmo eram realizados os passos A e D da figura.

Figura 8 - Aspersão de dejeto suíno com aplicação do produto comercial.

Legenda: A – preparação do material; B – Pesagem do produto comercial; C – Mistura; D – Aspersão.

Na tabela 5 está disposto o cronograma das aspersões realizadas na compostagem convencional e acelerada durante todo o experimento, sendo que na acelerada era adicionado o dejeto de suíno juntamente com o produto comercial, e na convencional apenas os dejetos.

Tabela 5 - Cronograma das aspersões de dejetos e produto comercial.

Dia da aplicação	Dejeto suíno (g)	Produto Comercial (g)
01/mar	3000	16,00
08/mar	3000	16,00
12/mar	1,500	8,00
25/mar	1,500	8,00
29/mar	1,500	8,00
03/abr	2000	10,67
12/abr	3000	16,00
22/abr	1,500	8,00
07/mai	1,500	8,00

3.2 Monitoramento

As análises dos parâmetros físicos e químicos dos experimentos foram realizados no Laboratório de Biorreatores da Univates, sendo preparadas em triplicatas, quando possível para que houvesse maior confiabilidade nos resultados obtidos.

3.2.1 Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A determinação de NTK para as amostras líquidas foi realizada seguindo a metodologia de *Standard Methods* (1997), onde a amostra foi submetida à digestão, à destilação e por fim à titulação. Para a realização da análise, primeiro diluiu-se a amostra. Para métodos de comparação uma prova em branco, utilizando 50 mL de água deionizada como amostra e 50 mL do reagente de digestão (sulfato de potássio e sulfato de cobre pentaidratado misturado com ácido sulfúrico). Para as amostras de dejetos, pipetou-se 25 mL de amostra para o tubo macro de digestão e 50 mL do reagente de digestão. Após o preparo todas as amostras foram colocadas no Bloco Digestor, dentro da capela, a qual permaneceu ligada durante todo o processo. Inicialmente, a temperatura do bloco foi de 170ºC, até que o volume da amostra reduziu a 30 mL. Em seguida, elevou-se a temperatura para 385ºC, mantendo as amostras em digestão até que se atingiu a cor verde claro (*STANDARD METHODS,* 1997).

Terminado o processo de digestão, as amostras foram tiradas do bloco digestor, após atingir a temperatura ambiente acrescentou-se 50 mL de água deionizada. Para a destilação, foi utilizado 50 mL de Hidróxido de Sódio (NaOH) 40% com Tiossulfato de Sódio no destilador. O material destilado foi recolhido em um Erlenmeyer com 50 mL de Ácido Bórico 2% e quatro gotas do indicador misto. A destilação ocorreu até que o volume do erlenmeyer atingiu 175 mL. A titulação das amostras foi realizada com Ácido Sulfúrico 0,02N, sendo o ponto de viragem da cor verde para lilás claro (*STANDARD METHODS,* 1997). Na Figura 9 pode ser verificado algumas etapas do procedimento. Para o cálculo de determinação de NTK aplicou-se a seguinte fórmula:

$$NH_3 - N\left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(Va - Vb)\,x\,F}{V} \quad (11)$$

Sendo:

V_a: mL de ácido gasto para titular a amostra.

V_b: mL de ácido gasto para titular a prova em branco.

V: mL da amostra utilizada.

F: fator de correção do ácido (f)*280

Figura 9 - Análise para determinação de NTK, em amostra líquida.

Legenda: A – Amostras no bloco digestor; B – Destilação para NTK; C – Amostras após titulação.

Para a determinação de NTK em amostras sólidas, realizou-se o procedimento em triplicata, seguindo a metodologia de Donagema et al. (2011), primeiramente pesou-se em balança analítica 0,2 g de amostra do composto e colocou-se no tubo de digestão micro, após pipetou-se 15 ml de reagente de digestão em cada tubo, para fins de comparação realizou-se a prova branca, sendo nesta colocado apenas o reagente. Com o auxílio de um funil colocou-se duas espátulas de pérolas de vidro em cada tubo. Para diferir as amostras os tubos foram colocados no bloco de digestão, à 150ºC, até atingir o nível do bloco, depois a temperatura foi elevada à 390ºC para completar a digestão, quando finalizada as amostras foram colocas na grade de descanso.

Quando as amostras atingiram à temperatura ambiente utilizou-se 25 ml de água deionizada para auxiliar na retirada da amostra do tubo transferindo a mesma para um becker, em seguida adicionou-se duas gotas da solução xaroposa de cloreto férrico e realizou-se a homogeneização das amostras. Após foi colocado gradativamente hidróxido de sódio 50% até que a amostra atingiu-se coloração

castanha claro, e cobrindo o Becker com vidro relógio. Em uma proveta pesou-se 60,35 g de água deionizada e então misturada na amostra (DONAGEMA et al., 2011).

Para a destilação, pipetou-se 10 ml da solução do becker de volta ao tubo micro de digestão e adicionou-se 2 ml de hidróxido de sódio 50%. O material destilado foi recolhido em um Erlenmeyer com 25 mL de Ácido Bórico 4% e cinco gotas do indicador específico. A destilação ocorreu até que o volume do erlenmeyer atingiu 100 mL. A titulação das amostras foi realizada com Ácido Sulfúrico 0,005 M, sendo o ponto de viragem da cor azul para vermelho/rosado (DONAGEMA et al., 2011). Algumas das etapas, podem ser observadas na Figura 10. Para o cálculo de determinação de NTK aplicou-se a seguinte fórmula:

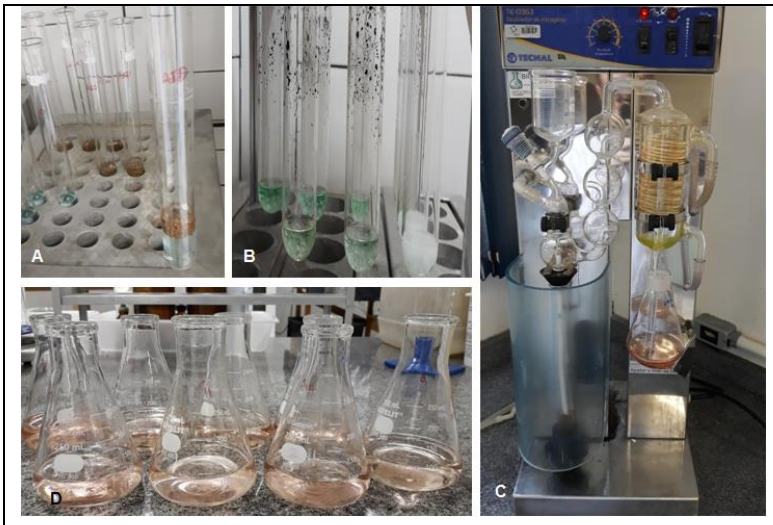
$$NTK\left(\frac{mg}{L}\right)=\frac{(Va-Vb)\,x\,f\,x\,m}{0,7}\quad(12)$$

Sendo:

f = fator de correção para a padronização do ácido.

m = massa de amostra utilizada.

Figura 10 - Análise para determinação de NTK, em amostra sólida.



Legenda:
A – Amostras no bloco digestor;
B – Amostras após digestão;
C – Destilação;
D – amostras tituladas

3.2.2 Determinação de Nitrogênio amoniacal

Para a determinação de nitrogênio amoniacal em amostra líquida, primeiramente se diluiu as amostras, após adicionou-se em tubos macro digestores 100 mL de amostra e 25 mL de tampão borato, na prova branco adicionou-se

apenas 100 ml de água deionizada, ajustou-se o pH da amostra para 9,5 utilizando as soluções de NaOH 0,1N/6N ou Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) 0,02N. Em um erlenmeyer, colocou-se 50 mL da solução indicadora de ácido bórico. A destilação foi feita até obtenção de 100 mL de amostra destilada no erlenmeyer. Realizou-se a titulação com H_2SO_4 0,02N, até atingir o ponto de viragem da cor verde para lilás claro (APHA, 2012). Na Figura 11 pode ser verificado algumas etapas do procedimento. O cálculo utilizado para a determinação de N-Amoniacal é aplicado pela seguinte fórmula:

$$NH_3 - N\left(\frac{mg}{L}\right) = \frac{(Va - Vb)\,x\,F}{100} \quad (13)$$

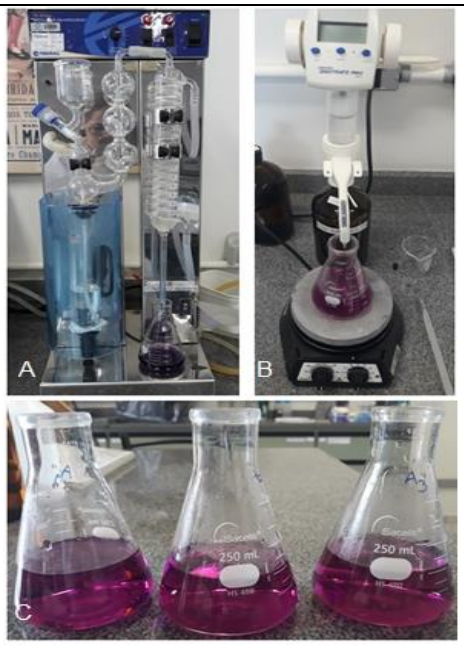
Sendo:

V_a: mL de H_2SO_4 gasto para titular a amostra.

V_b: mL de H_2SO_4 gasto na titulação do branco.

F: fator de correção do ácido (f)*280

Figura 11 - Análise para determinação de N-Amoniacal, em amostra líquida.



Legenda: A – Destilação; B – Titulação; C – Amostras Tituladas

Conforme a metodologia de Teixiera et al. (2017), para determinação de N-Amoniacal em amostra sólida, primeiramente secou-se a amostra em estufa à 105ºC por três dias, após secagem pesou-se 10g de amostra em um erlenmeyer de 250 ml e adicionou-se 100 ml de solução de KCl 1 mol/L. Os erlenmeyers foram colocados para agitar durante 1 hora no agitador horizontal circular e depois ficaram em

repouso por 1 hora. Após realizou-se a filtração do conteúdo líquido do erlenmeyer com o auxilio de um funil e filtro de papel.

Para realizar a destilação, pipetou-se 25 ml da amostra obtida anteriormente, para os tubos micro de digestão e adicionaram-se 0,2 gramas de óxido de magnésio, a prova branco foi realizada com água deionizada. Em um erlenmeyer de 125 ml adicionou-se 10 ml de ácido bórico 4% e três gotas do indicador misto especifico. A destilação foi realizada até que o volume do erlenmeyer atingiu entre 50 e 75 ml. Para realizar a titulação usou-se H_2SO_4 0,0025 mol/L, até atingir o ponto de viragem da cor azul esverdeada para levemente vermelha (TEIXEIRA et al. 2017). Algumas das etapas podem ser observadas na figura 12. A fórmula utilizada para a determinação de N-Amoniacal foi:

$$N-NH_4^{+}¿\left(\frac{mg}{L}\right)=14400\,x\,M_a x\left(V_1-V_{ba}\right)(14)¿$$

Sendo:

M_a: concentração da solução padronizada de H_2SO_4.

V_1: mL de H_2SO_4 gasto para titular a amostra.

V_{ba}: mL de H_2SO_4 gasto na titulação do branco

Figura 12 - Análise para determinação de N-Amoniacal, em amostra sólida.

Legenda: A – Amostras para extração; B – Destilação;
C – Amostras após titulação

3.2.3 Determinação de Sólidos Totais Voláteis (STV) e Sólidos Totais (ST)

Conforme a metodologia de *Standard Methods* (1999), para determinação de ST primeiramente pesou-se as cápsulas (B), depois se adicionou a amostra na cápsula e pesou-se novamente (C), após as mesmas foram levadas para a estufa a uma temperatura de 105ºC por 24 horas. Então as cápsulas foram retiradas da estufa e colocadas no dessecador, até obterem a temperatura ambiente para nova pesagem (A). A fórmula utilizada para determinação de ST foi:

$$Sólidos\,totais(\%) = \frac{(A-B)\times 100}{(C-B)} \quad (15)$$

Sendo:

A: massa da cápsula pós-estufa.

B: massa da cápsula vazia.

C: massa da cápsula com a amostra.

Para a determinação de STV, colocaram-se as cápsulas anteriormente utilizadas na mufla a uma temperatura de 550ºC, por 2h30min. Após este período foram retiradas as cápsulas e colocadas no dessecador. Assim que as mesmas alcançaram a temperatura ambiente foram pesadas (D) (*STANDARD METHODS,* 1999). Na figura 13, podem ser observadas algumas etapas realizadas para o procedimento de ST e STV. A determinação foi através da seguinte fórmula:

$$Sólidos\,voláteis\,(\%) = \frac{(A-D)\times 100}{(A-B)} \quad (16)$$

Figura 13 - Análise para determinação de sólidos.

Legenda: A – balança para pesagem; B – Cadinho na estufa; C – mufla e D – Cadinhos na mufla

3.2.4 Determinação da Presença de Carbono Orgânico Total (COT)

Para a determinação de COT, secou-se a amostra num recipiente de alumínio, em estufa à 105ºC durante 24 horas, após secagem as amostras foram resfriadas no dessecador. Com o gral e pistilo foi macerado e homogeneizado as amostras, após foi pesado 0,1 g de amostra seca (anotado o valor), e transferido para o erlenmeyer, sendo neste adicionado 50 ml de dicromato de potássio 0,20M e pipetado 50 ml de ácido sulfúrico p.a sob agitação, por fim o erlenmeyer foi coberto com vidro relógio. A prova em branco foi feita sem adição de amostra. Após os erlenmeyer foram colocados na chapa de aquecimento, para digerir durante 30 min a 140 ºC, assim que as amostras atingiram a temperatura ambiente, o vidro relógio foi lavado com água deionizada dentro do erlenmeyer, e após foram transferidas para

um balão de 250 ml. Neste momento foi avolumado, agitado e ajustado o menisco, para descanso de 1 hora (APHA, 2000).

Transcorrido há 1 hora, novamente foi ajustado o menisco. Para continuação da análise foi pipetado 50 ml da amostra para o erlenmeyer, 50 ml de água deionizada e 10 ml de ácido fosfórico p.a e adicionado 8 gotas do indicador de ferroína. Para a amostra padrão pipetou-se 10 ml de dicromato de potássio e 90 ml de água deionizada, após adicionou-se os 10 ml de ácido fosfórico p.a e as 8 gotas do indicador de ferroína. Após este procedimento foi realizado a titulação das amostras com sulfato ferroso amoniacal 0,5M, até atingir o ponto de viragem da cor verde escuro para marrom (APHA, 2000). Na figura 14 podem ser verificadas algumas etapas. Para a determinação de COT foi utilizada as seguintes fórmulas:

$$C = \frac{2}{V_p} \quad (17)$$

$$\cot(\%) = \frac{9C(V_b - V_a)}{g} \quad (18)$$

Sendo:

V_p: ml de sulfato gasto para titular a amostra padrão.

V_b: ml de sulfato gasto para titular a prova em branco.

V_a: ml de sulfato gasto para titular a amostra.

g: massa em gramas de amostra.

Figura 14 - Análise para determinação de COT

Legenda: A – Amostra macerada;
B – Adição do Dicromato de Potássio;
C - Chapa de aquecimento;
D – Balão para descanso;
E – Amostras tituladas

3.2.5 Determinação de pH

A determinação do pH foi realizada através da medição eletrônica utilizando um aparelho de eletrodo combinado imerso em suspensão solo/líquido na proporção 1:2,5 (FIGURA 15). Para realizar a leitura pesou-se 10g de amostra em um bécker, adicionou-se 25 mL de água deionizada e agitou-se a amostra com o auxílio de um bastão de vidro. Após repousar por 1h, realizou-se nova agitação, e com os eletrodos foi realizada a leitura do pH (DONAGEMA et al., 2011).

Figura 15 - Determinação de pH.

3.2.6 Determinação de Umidade

À uma temperatura de 105 ºC, por um período de 24 horas a umidade contida no solo é evaporada e quantificada através da variação da massa de amostra. A determinação da umidade é dada através da quantidade de água presente em um certo volume de amostra e da quantidade de partículas sólidas livres de umidade, na mesma amostra, a qual é expressa em percentual (*STANDARD METHODS*, 1999).

Desta forma, o procedimento para a determinação deste parâmetro foi composto pelas seguintes etapas: em balança analítica pesou-se as cápsulas e anotou-se o valor (B). Após adicionou-se um pouco de amostra na cápsula, a qual novamente foi pesada (C). Realizado as pesagens as cápsulas foram colocadas na estufa para secagem a uma temperatura de 105 ºC por um período de 24h, após este processo as cápsulas foram retiradas da estufa e colocadas no dessecador para esfriar. Por fim, pesaram-se as cápsulas e anotou-se o valor obtido (A) (*STANDARD METHODS,* 1999). Algumas das etapas podem ser verificadas na figura 16. A umidade foi determinada pela seguinte fórmula:

$$Umidade\,\% = 100 - \frac{(A-B)\times 100}{(C-B)} \quad (19)$$

Sendo:

A: massa da cápsula pós-estufa.

B: massa da cápsula vazia.

C: massa da cápsula com a amostra.

Figura 16 - Análise para determinação de Umidade.

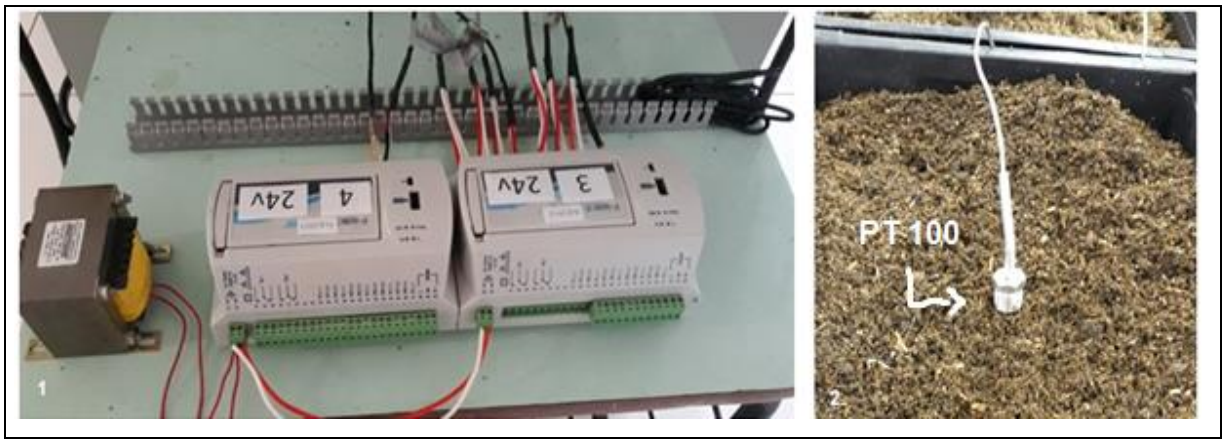
Legenda: A – Balança para pesagem;
B – Cadinhos na estufa; C – Estufa.

3.2.7 Determinação para Temperatura

A temperatura foi monitorada 24 horas por dia, durante todo o processo de compostagem. Este monitoramento foi realizado pelo *FieldLogger* (FIGURA 17) que é um equipamento de aquisição e de registro de dados analógicos e digitais de alta resolução e velocidade, indicado para utilização em compostagem. O aparelho é composto por 8 I/Os digitais que podem ser configurados individualmente, dos quais ficaram inertes no composto (NOVUS, 2018).

O equipamento foi programado para que a cada 1 hora, registra-se a temperatura do composto. Duas vezes por semana foi realizada a coleta dos dados armazenados no equipamento, para realizar a analise do comportamento da compostagem em planilha de Excel, onde foi calculada a média diária da temperatura para cada caixa e do ambiente.

Figura 17 - Aparelho para medir a temperatura.



3.3 Interpretação dos dados

Depois da obtenção dos resultados, a partir da realização das análises, os mesmos foram compilados em tabelas e gráficos no software Excel®. Desta forma, foi possível uma melhor comparação e interpretação dos resultados obtidos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo estão apresentados os resultados e discussões obtidos no teste de biodegradabilidade (etapa 1) e na simulação do processo de compostagem (dejeto+serragem) acelerada e convencional (etapa 2). Os parâmetros físicos e químicos do composto foram analisados em dois momentos, após 30 dias de experimento e no fim do mesmo.

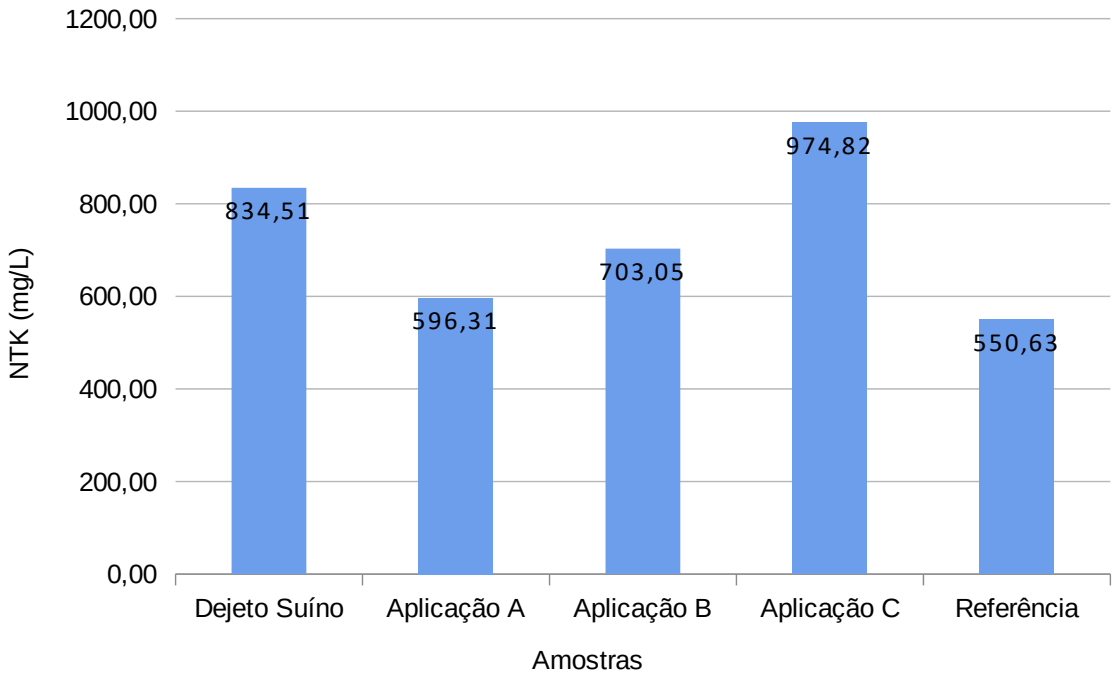
4.1 Taxa de aplicação do produto comercial - Etapa 1

Na etapa 1 avaliou-se a melhor taxa de aplicação do produto comercial, na degradação do dejeto de suíno, através do teste de Sturm ou teste de biodegradabilidade. Inicialmente analisou-se as concentrações de NTK e N-Amoniacal no dejeto suíno bruto, e depois de finalizado o experimento as mesmas foram determinadas nas amostras com aplicações do produto e na referência ainda verificou-se a taxa de produção de CO_2 para os 7 dias de teste.

4.1.1 Resultado da Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl

Para poder avaliar a eficiência do teste de biodegradabilidade, juntamente com a aplicação do produto comercial, primeiro determinou-se a concentração de NTK no dejeto de suíno bruto (coletado), depois se analisou as amostras que receberam à aplicação do produto e a referência, valores estes apresentados no gráfico 1.

Gráfico 1 - Concentração de NTK em dejetos suínos, na forma líquida.



Conforme apresentado no gráfico 1, a amostra de dejeto suíno, na forma líquida, apresentou concentração de 834,51 mg/L de NTK. Analisando os valores encontrados nas amostras com as aplicações do produto comercial (A, B, C), verifica-se que duas apresentaram menor concentração, quando comparado com o dejeto suíno. Sendo essas, A (taxa de aplicação 5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$) e B (10,66 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$) com 596,31 mg/L e 703,05 mg/L, respectivamente.

Ainda no gráfico 1, é possível analisar que os resultados para a concentração de NTK nas amostras com a aplicação, foi proporcional à quantidade de gramas de produto utilizado, ou seja, quanto maior a taxa de aplicação maior a concentração encontrada. Isso pode ocorrer, devido ao aumento da atividade microbiana gerada pela aplicação do produto comercial (características do produto).

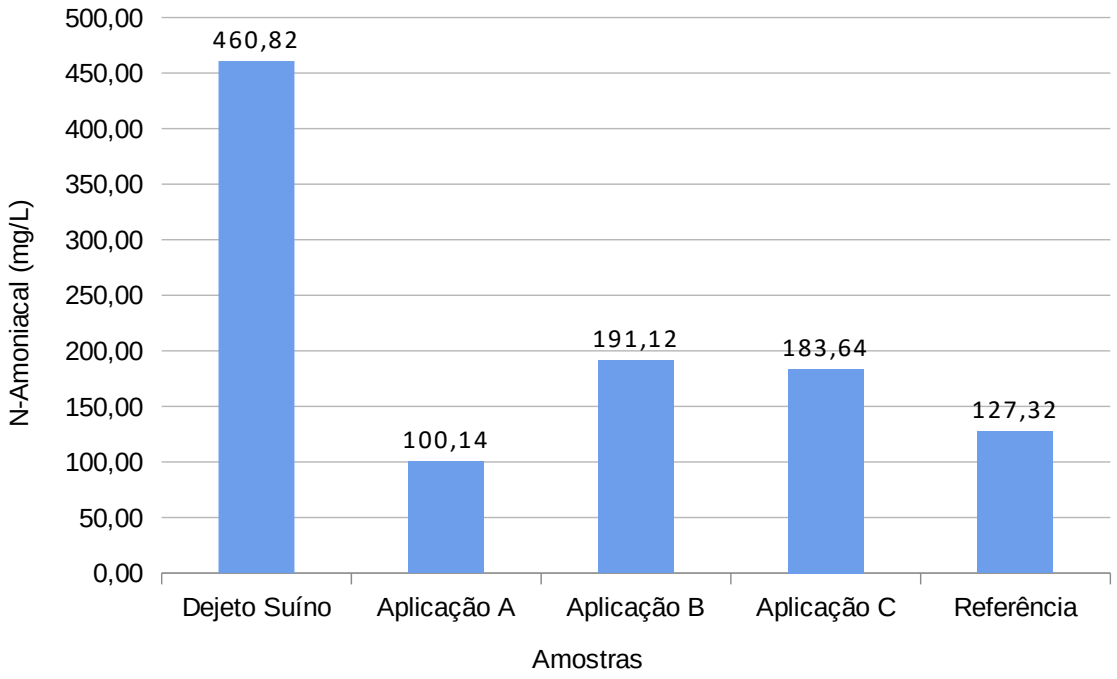
Já a referência do teste apresentou uma concentração de 550,63 mg/L, ou seja, o menor resultado encontrado após a realização do processo de biodegradabilidade. Analisando as amostras com aplicação do produto comercial (3 aplicações), a 1º opção, 5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$, apresentou a menor conversão de NTK, portanto o dejeto obteve maior degradação no ambiente e condições, ao qual foi submetido.

Segundo Sheppard e Bittmann (2013), o NTK é composto por N-orgânico e N-amoniacal (NH_3), desta forma, a maior mudança na concentração de NTK, ocorre devido à volatilização de NH_3, pois a mesma á facilmente hidrolisável. Em um estudo, onde se analisou dejeto líquido bruto, de uma criação em terminação, obteve-se concentração de 329,00 mg/L de NTK, logo, é possível verificar que a concentração de nitrogênio é dependente da geração de dejetos e do tipo de confinamento, ao qual os suínos são submetidos (SARDÁ et al., 2010).

4.1.2 Resultado da Determinação de Nitrogênio Amoniacal

Para analisar a eficiência da aplicação do produto comercial na redução da concentração de N-Amoniacal, analisou-se o dejeto suíno (bruto), as amostras com aplicação do produto comercial (A, B e C) e a referência após a realização do teste de biodegradabilidade. Os resultados encontrados podem ser observados no gráfico 2.

Gráfico 2 - Concentração de N-Amoniacal em dejetos de suínos, na forma líquida.



A concentração de N-Amoniacal encontrado na amostra de dejeto suíno, antes da realização do teste de biodegradabilidade foi de 460,82 mg/L. Analisando o Gráfico 2, pode-se observar que após o teste, as amostras apresentaram valores

menores para esta determinação, foram eles 100,14 mg/L (5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$), 191,12 mg/L (10,66 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$), 183,64 mg/L (21, 33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$), e 127,32 mg/L (referência), sendo o menor resultado na aplicação A, com uma taxa de 5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$. Logo é possível observar que o teste de biodegradabilidade com a aplicação do produto comercial, na sua menor dosagem, apresenta eficiência na redução de concentração de N-Amoniacal.

Comparando os valores encontrados na determinação de N-Amoniacal do dejeto suíno bruto com os das aplicações A, B, C e da referência obteve-se reduções de 78,29%; 58,52%; 60,15%; 72,37% de NH_3, respectivamente. Analisando ainda os resultados da aplicação A com a referência, a diferença do percentual de redução é de 5,92%. Essa pequena diferença pode ter ocorrido devido a formulação do produto utilizado (características químicas).

Dessa forma, pode-se verificar através dos gráficos 1 e 2, que o dejeto suíno (bruto) apresentou 835,51 mg/L de concentração de NTK, sendo que deste total 460,82 mg/L é amônia. Já na amostra, com aplicação de A, temos 596,31 mg/L de NTK, dos quais 100,14 mg/L são amônia. Resultado parecido para concentração de N-amoniacal, foi encontrado no estudo realizado por Deng et al. (2016), onde obteve-se 400 mg/L de NH_3 em dejeto de suínos (bruto), criados em confinamento de crescimento e de engorda.

Não foi possível corroborar com os valores encontrados na determinação de NTK e N-Amoniacal, após a realização do teste de biodegradabilidade, pois não se encontrou testes realizados com o produto comercial testado.

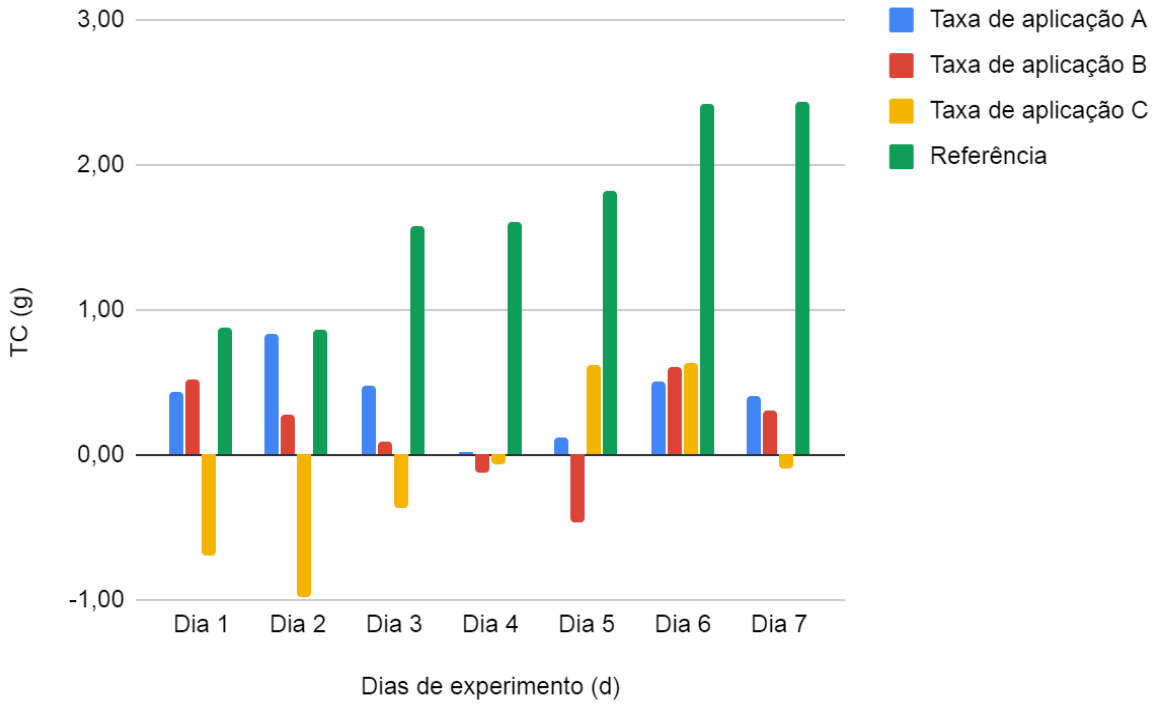
4.1.3 Teste de biodegradabilidade e taxa de produção de CO_2

Conforme Ginkel et al. (2008), diversos estudos comprovam que a redução de concentrações ambientais de produtos químicos orgânicos, é através do processo de biodegradação. Sendo esta, mediada por microrganismos, os quais auxiliam na reciclagem de elementos, como carbono, nitrogênio e enxofre.

O teste de biodegradabilidade ou Teste de Sturm, teve como finalidade a quantificação de CO_2 liberado na biodegradação do dejeto suíno, com diferentes

aplicação do produto comercial e da referência, num período de 7 dias. Os resultados da taxa de produção de CO_2 foram obtidos por meio de cálculos estequiométricos, conforme apresentados no Gráfico 3.

Gráfico 3 – Teor de Carbono liberado no teste de biodegradabilidade.



Analisando os valores encontrados no gráfico 3 para os 7 dias de experimento, é possível verificar que a referência obteve um crescimento (0,88g, 0,87g, 1,57g, 1,61g, 1,83g, 2,42g, 2,44g) para a taxa de produção de CO_2. Já a amostra taxa de aplicação A (5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$) obteve quantificação positiva em todos os dias, sendo 0,44g, 0,84g, 0,48g, 0,02g, 0,13g, 0,51g e 0,40g, respectivamente, ao contrário da referência os resultados encontrados para esta amostra sofreram oscilações. A quantificação positiva indica a facilidade com a qual o material é degradado pela ação microbiana no ambiente em que foi submetido (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

Já na amostra com taxa de aplicação de 10,66 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$, os valores encontrados foram 0,52g, 0,28g, 0,09g, -0,12g, -0,46g, 0,60g e 0,31g e na de 21,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$ obteve-se valores de -0,69g, -0,98g, -0,37g, -0,07g, 0,62g, 0,63g, -0,10g. Desta forma, pode-se concluir que para a quantidade de dejeto utilizado no teste de biodegradabilidade não foi possível quantificar a taxa de produção de CO_2

destas amostras nos dias 1, 2, 3, 5 e 7 de experimento, pois apresentaram valores negativos.

De acordo com Zagatto e Bertoletti (2014), a velocidade e eficácia da biodegradação está relacionada a uma série de fatores, entre eles, concentração do substrato, as propriedades físicas e químicas, temperatura, pH e presença de nutrientes (nitrogênio). Conforme Ginkel et al. (2008), a obtenção de resultado negativo, em teste de biodegradabilidade, não demonstra que o composto é persistente no ambiente que foi submetido, e sim que é necessário testes mais abrangentes.

Analisando os resultados obtidos após do teste de biodegradabilidade das amostras de aplicação com a referência, é provável que os microrganismos inseridos (produto comercial) não contribuíram para a produção de CO_2 e sim criaram uma situação de competição com os microrganismos existente no dejeto suíno.

Conforme se pode observar através dos resultados encontrados nas determinações realizadas na etapa 1, a menor dosagem do produto comercial utilizado no teste de biodegradabilidade, auxiliou no processo de degradação do dejeto suíno, e influenciou na conversão de NTK (N orgânico) em N-Amoniacal. Desta forma, a taxa de aplicação utilizada na etapa 2 (compostagem acelerada), foi 5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$.

4.2 Avaliação da degradação de dejeto suíno - Etapa 2

Concluída a etapa 1, iniciou-se o experimento da etapa 2, para verificação e avaliação da degradação de dejeto suíno em compostagem (dejeto+serragem). Para realização deste teste, utilizou-se uma compostagem convencional (dejeto+serragem) e uma acelerada com taxa de aplicação 5,33 $g_{produto}/g_{dejetos.semana}$ (dejeto+serragem+produto comercial).

O monitoramento e as análises das composteiras iniciaram no mês de março/2019 e finalizaram no mês de maio/2019. O experimento da etapa 2, teve duração de 75 dias, sendo que, durante este período, foram feitas aspersões de dejeto com e sem aplicação do produto comercial, homogeneizações,

acompanhamento das alterações visuais do composto e da temperatura. Na figura 18 observam-se as mudanças de coloração do composto, durante o experimento.

Figura 18 - Mudanças de coloração do composto.

Analisando a figura apresentada (figura 18), podem-se observar as alterações que ocorreram na coloração do composto, a imagem A é do primeiro dia (montagem - 01/03) de experimento com uma aspersão de dejeto suíno, desta forma o composto apresentou uma coloração mais amarelada na fase inicial, devido a quantidade de serragem. Na imagem B, após 44 dias de teste e com 6 aspersões de dejeto (12/04), temos um composto homogêneo, apresentando uma coloração escura com umidade entre 60% - 65%, já na terceira e quarta (C e D) com 75 dias de experimento, quando a última aspersão ocorreu no dia 07 de maio, temos um composto homogêneo e em maturação, o qual já não apresenta mais ação microbiana e com uma umidade de 75%, porém visualmente não é possível verificar, pois a mesma foi absorvida pela serragem.

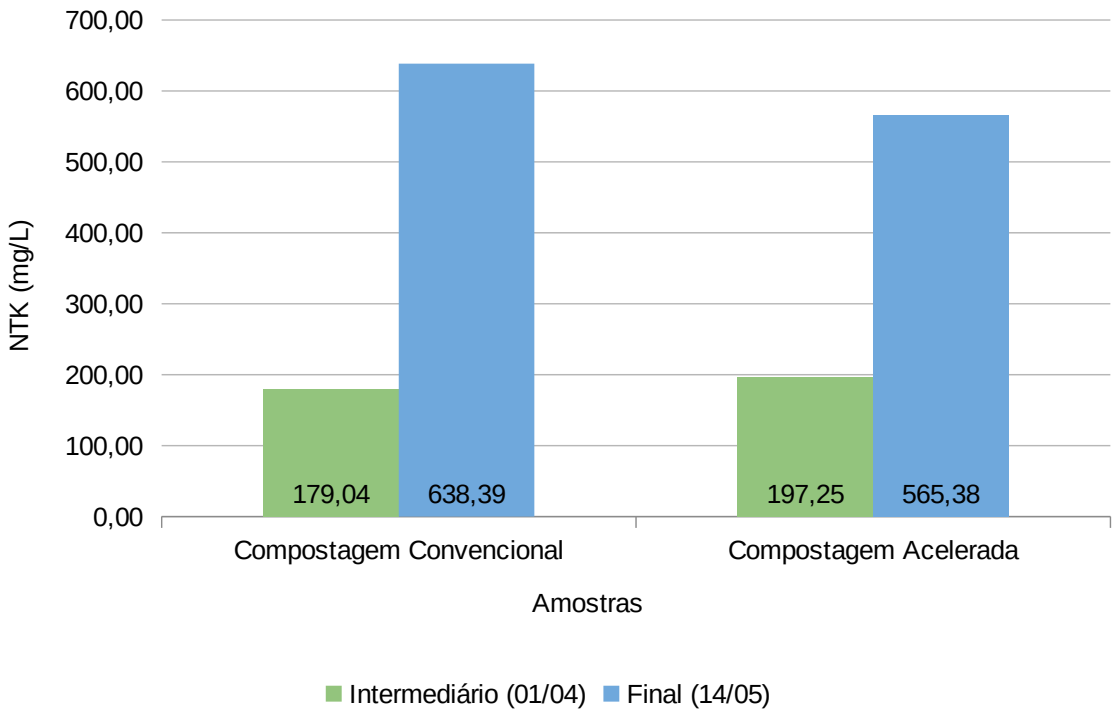
De acordo com Sánchez et al. (2017), a compostagem é um processo de fermentação em estado sólido aeróbio, mediado por microrganismos, através do qual diferentes materiais orgânicos são transformados em compostos mais estáveis

que são precursores de substâncias húmicas. Nesta etapa os parâmetros analisados foram, NTK, N-amoniacal, COT, ST e STV, pH, umidade e temperatura, em triplicata.

4.2.1 Resultados da Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl

As concentrações de NTK, obtidas durante a etapa 2, estão apresentadas no gráfico 4, onde foram analisadas amostras da compostagem convencional e acelerada, em dois momentos diferentes, uma intermediário com 30 dias (01/04) e outra no final com 75 dias de experimento (14/05).

Gráfico 4 - Concentrações de NTK nas amostras do composto.



Verificando o gráfico 4, observa-se que a concentração de NTK encontrada na análise intermediária (01/04) foi de 179,04 mg/L na convencional e 197,25 mg/L na acelerada, após 5 aplicações de dejeto e 30 dias de experimento, já na análise final (14/05) obteve-se valores de 638,39 mg/L e 565,38 mg/L respectivamente, com o total de 9 aplicações e 75 dias de teste. Portanto na análise intermediária, os valores das duas amostras, foram menores quando comparados com a final, sendo assim, quanto mais tempo de experimento maior a concentração de NTK.

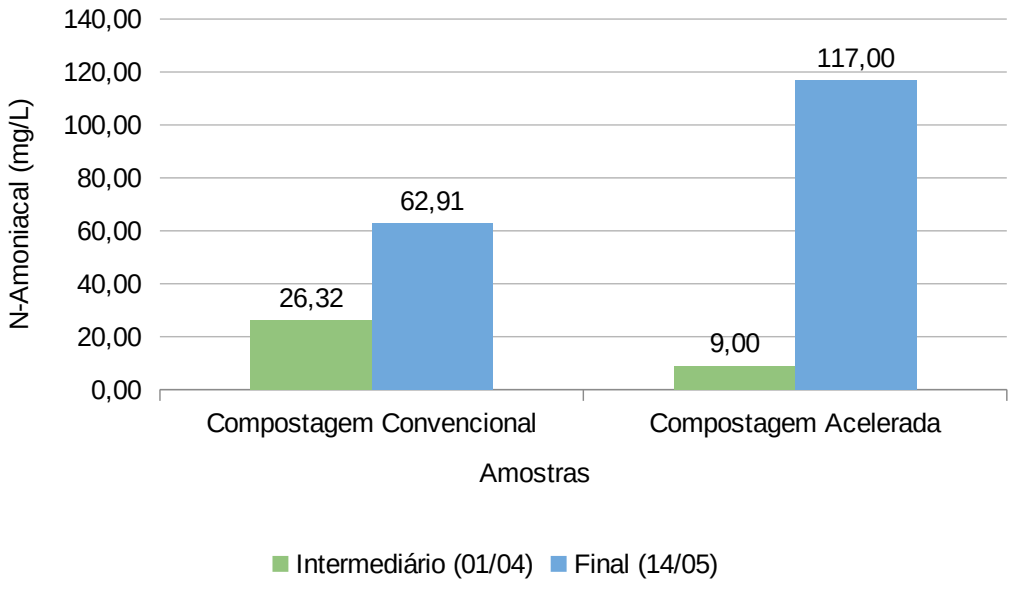
Analisando os valores apresentados no gráfico 4, temos um comportamento inverso entre as compostagens, na análise intermediário a convencional apresentou menor concentração, já na final o menor resultado foi na compostagem acelerada, que recebeu aplicação do produto comercial. Portanto é possível analisar que conforme a quantidade de aplicação e o tempo de experimento da compostagem, o produto comercial possa auxiliar na degradação do composto de forma mais acelerada.

Em uma unidade de compostagem automatizada, com grande quantidade de dejeto suíno aplicado no sistema, após 30 dias de compostagem (fase de impregnação) encontrou-se 2840 mg/L de NTK e após 40 dias (fase de maturação) 2760 mg/L de NTK (OLIVEIRA, 2006).

4.2.2 Resultados da Determinação de Nitrogênio Amoniacal

Conforme Kim et al. (2017), um dos principais compostos odoríferos emitidos durante o processo de compostagem, realizado com resíduos da pecuária, é o NH_3. Para verificar a eficiência da aplicação do produto comercial na compostagem, realizou-se uma análise intermediária (01/04) e uma no final (14/05) do processo. Os valores encontrados para a concentração de N-amoniacal, estão apresentados no gráfico 5.

Gráfico 5 - Concentrações de N-amoniacal nas amostras do composto.



Analisando o gráfico 5 os valores encontrados para concentração de N-amoniacal na análise intermediária (01/04), foram de 26,32 mg/L na convencional e 9,0 mg/L na acelerada. Já na final (14/05), os valores obtidos foram maiores, 62,91 mg/L e 117,0 mg/L, respectivamente, verificando os valores com desvio padrão, temos uma pequena diferença nos mesmos. Os resultados para N-amoniacal indicam que o tempo de experimento eleva a concentração no composto.

Ainda no gráfico 5, comparando os resultados encontrados na análise intermediária (01/04), observa-se que a menor concentração de NH_3 foi na compostagem acelerada (aplicação com o produto comercial), enquanto na final (14/05) o menor valor foi na compostagem convencional. Portanto, no momento intermediário o comportamento é acelerado, o que não se apresenta na análise final (14/05), dados estes que podem ter variado devia as características do produto comercial.

Em estudo realizado por Kim et al. (2017), onde foi testado diferentes percentuais de umidade em um processo de compostagem, eles obtiveram valores máximos de 143 mg/L de NH_3, em um tratamento com 70% de umidade. Conforme Zhu et al. (2014), a diminuição na concentração de NH_3, encontrada nas análises intermediárias da compostagem (após 30 dias de experimento), é possivelmente devido ao equilíbrio da amônia presente nas misturas do composto.

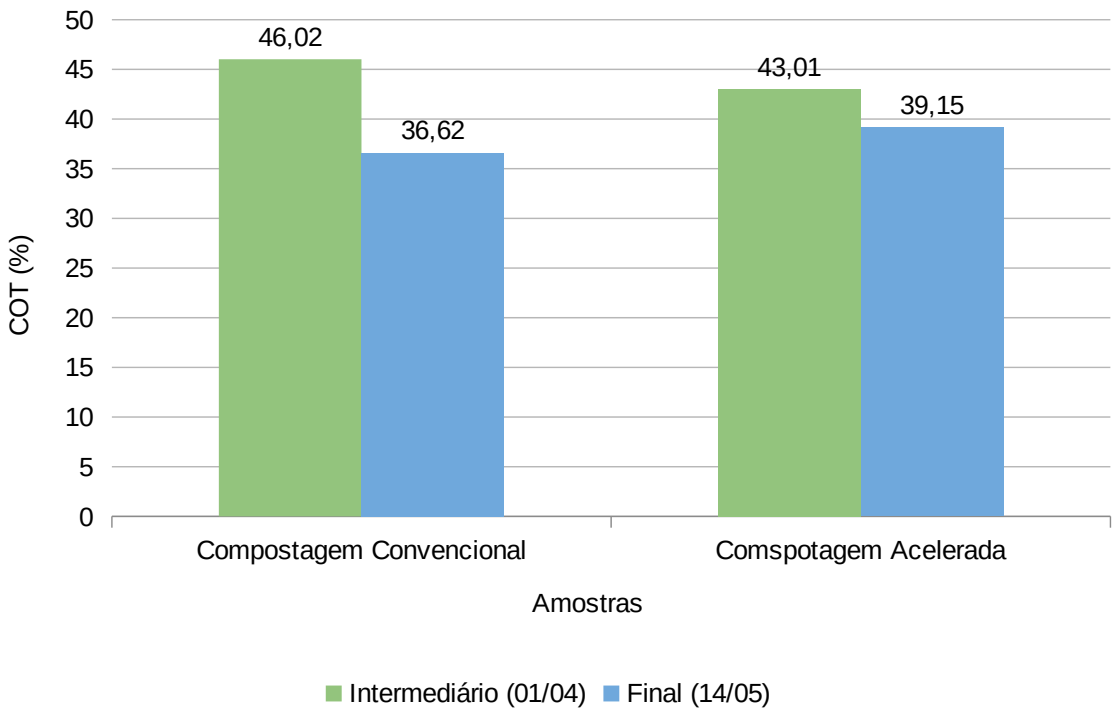
Segundo Janczak et al. (2017), a volatilização de NH_3 é influenciada pela temperatura e pela alteração do pH das misturas realizadas na compostagem. Além disso, em pH alcalino ocorre uma mudança no equilíbrio de NH_4^+/NH_3, favorecendo assim as emissões de NH_3 (AGYARKO-MINTAH et al., 2017).

Analisando os resultados apresentados nos gráficos 04 e 05, temos na compostagem convencional, na análise intermediária 179,04 mg/L de NTK, sendo 26,32 mg/L de N-amoniacal, na análise final 638,39 mg/L, logo 62,91 mg/L, respectivamente. Na compostagem acelerada na análise intermediária se tem uma concentração de 197,25 mg/L de NTK, sendo 9,00 mg/L de N-amoniacal, já na final 565,38 mg/L, logo 117,00 mg/L, respectivamente.

4.2.3 Resultados para Determinação de Carbono Orgânico Total

Durante o processo de compostagem, se tem uma diminuição da quantidade de matéria orgânica, portanto gerando redução de Carbono Orgânico Total presente (OLIVEIRA, 2006). Conforme apresentado no gráfico 6, a determinação de COT, foi obtida em dois momentos, sendo realizadas análises da compostagem convencional e acelerada, uma intermediária (01/04) e outra no fim (14/05) do processo da etapa 2.

Gráfico 6 - Concentração de COT em percentual nas amostras analisadas.



Comparando os valores encontrados (gráfico 6) na análise intermediária (01/04) e final (14/05) das amostras convencional e acelerada, obteve-se uma diminuição da concentração de COT, tendo 46,02% e 36,62% (convencional) e 43,01% e 39,15% (acelerada), aplicando os respectivos desvios padrões, as amostras apresentam valores próximos.

Ainda sobre o gráfico 6, até a análise intermediária (01/04) foram feitas 5 aspersões de dejeto suíno, para a final (14/05) foram feitas mais 4 aplicações, logo a quantidade de aplicação e tempo de experimento interfere na quantidade de COT presente na compostagem.

Huang et al. (2006), obteve em seu estudo um decréscimo no teor de carbono orgânico total em compostagem de dejetos suínos, o que identifica que o composto está atingindo sua maturação. Resultado semelhante foi encontrado por Cavaletti (2014), onde se obteve 34% para determinação de COT em compostagem de dejeto suíno.

4.2.4 Resultados de Potencial Hidrogeniônico (pH)

Conforme já observados por diferentes autores, o dejeto suíno tem como característica um pH alcalino, enquanto que a serragem é caracterizada por obter um pH ácido (ZHONG et al., 2013; KANG et al., 2014 e WANG et al., 2016). Na tabela 6, estão apresentados os valores obtidos de pH nas amostras da compostagem acelerada e convencional realizados em três diferentes etapas do processo (etapa 2), e do dejeto de suíno na forma líquida.

Tabela 6 - Valores de pH.

pH	Compostagem		Dejeto Líquido (DP)
	Acelerada (DP)	Convencional (DP)	
Inicial (01/03)	7,39 (± 0,09)	7,26 (± 0,06)	7,28 (± 0,02)
Intermediário (01/04)	7,57 (± 0,06)	7,57 (± 0,06)	
Final (14/05)	7,02 (± 0,08)	6,80 (± 0,12)	

(DP) = desvio padrão

Conforme pode ser observado na tabela 6, foi encontrado um pH alcalino nas duas compostagens durante a análise intermediária (01/04), tendo como resultado 7,57 (± 0,06). Inicialmente o pH das amostras foi perto da neutralidade 7,39 (acelerada) e 7,26 (convencional) e no final obteve-se pH neutro de 7,02 para a compostagem acelerada e na convencional um pH ligeiramente ácido de 6,80.

A amostra do dejeto líquido bruto, analisada neste trabalho apresentou um pH perto da neutralidade de 7,28, com desvio padrão de ± 0,02. Resultado semelhante foi encontrado por Kim et al. (2017), onde obteve-se pH de 7,23 com um desvio padrão de ± 0,5. Cavaletti (2014), analisou o composto orgânico gerado pelo

sistema de compostagem automatizado, em escala real, obtendo um pH de 7,4. Segundo Lovatto (1996), para um processo de compostagem eficiente, o mesmo precisa apresentar pH entre 6,5 a 8,0.

4.2.5 Resultados de Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis

Segundo Oliveira e Higarashi (2006), a concentração de sólidos totais em dejetos, na forma líquida, é inferior a 8%, devido a alta quantidade de água utilizada na produção e manejo do suíno. Os valores encontrados na determinação de ST e STV, em porcentagem, estão apresentados na tabela 7, para cada amostra analisada. A quantificação de sólidos nas composteiras foi realizada em três diferentes momentos.

Tabela 7 - Valores encontrados na determinação de ST e STV.

Amostras	Sólidos Totais (%)	Sólidos Voláteis (%)
Dejeto Líquido	0,90 (± 0,13)	53,62 (± 2,96)
Acelerada inicial	39,54 (± 3,48)	97,33 (± 0,55)
Convencional inicial	33,19 (± 5,83)	87,53 (± 1,81)
Acelerada intermediário	29,71 (± 1,13)	85,26 (± 2,52)
Convencional intermediário	29,95 (± 0,94)	89,87 (± 1,18)
Acelerada final	25,44 (± 0,26)	91,31 (± 0,75)
Convencional final	25,35 (± 0,56)	88,81 (± 2,33)

(desvio padrão)

Na tabela 7, pode-se observar que a amostra do dejeto suíno apresentou 0,90% de ST, e destes, 59,20% são STV, ou seja, 99,10% é água. Analisando os valores encontrados na compostagem acelerada e convencional, observa-se que o percentual de ST inicial era de 39,54% (± 3,48) e 33,19% (± 5,83), sendo que 97,33% e 87,53% são STV. Já na análise final, obteve-se uma diminuição de ST, onde se encontrou 25,44% (acelerada) e 25,35% (convencional), dos quais 91,31% e 88,81%, respectivamente, são STV.

Na determinação de sólidos totais em dejeto líquido, oriundo de suíno em terminação, obteve-se 2,24% de ST e 64% de STV (SARDÁ et al., 2010). Além do

tipo de confinamento os sólidos podem estar relacionados com a época da coleta e o manejo realizado na propriedade com o uso de água.

Em um estudo realizado por Kunz (2008), onde foi analisado um processo de compostagem com serragem, com umidade de 70% foi encontrado 34,70% de ST. Segundo Deng et al. (2016), com base na concentração de ST presente na matéria prima utilizada na alimentação da compostagem, o processo pode ser classificado como, úmido (<10% ST), semi-seco (10-20% ST) ou seco (>20% ST), desta forma, a presente compostagem foi um processo úmido.

4.2.6 Resultado da Determinação de Umidade

A tabela 8 apresenta os valores encontrados na determinação de Umidade, onde se analisou o dejeto suíno líquido e amostras das compostagens no início (01/03), meio (intermediário 01/04) e no final (14/05) do processo.

Tabela 8 - Dados de Umidade para cada amostra analisada.

Umidade (%)	Compostagem		Dejeto Líquido (DP)
	Acelerada (DP)	Convencional (DP)	
Inicial (01/03)	60,46 (± 3,48)	66,81 (± 5,83)	99,10 (± 0,13)
Intermediário (01/04)	70,29 (± 1,13)	70,05 (± 0,94)	
Final (14/05)	74,56 (± 0,26)	74,65 (± 0,56)	

(DP) = desvio padrão

Conforme pode ser observado na tabela 8, o dejeto suíno líquido apresentou 99,10% de umidade na sua composição. Num estudo realizado por Kim et al. (2017), o mesmo encontrou 80% de umidade para dejeto suíno líquido. Analisando os valores encontrados nas amostras da compostagem acelerada e convencional, percebe-se que as mesmas tiveram um aumento gradativo devido às aplicações de dejeto suíno, o qual continha água em grande quantidade.

Na determinação inicial, após realizada a primeira aspersão de 3L de dejeto a amostra que apresentou maior umidade foi da compostagem convencional, com 66,81%, 6,34% a mais que na acelerada. Nas outras duas determinações, os resultados encontrados para as amostras acelerada e convencional foram 70,29% -

70,05% (intermediário 01/04), após aspersão de 10,5 litros de dejeto e 74,56% e 74,65% (final 14/05), com 18,5 litros de dejeto, respectivamente.

Aparentemente o experimento não demonstrava ter umidade próxima aos 75% (sem geração de percolado), isto ocorreu devido à presença da serragem, que absorveu todo o liquido durante o processo, tendo um efeito esponja, este percentual elevado se deve a alta umidade presente no dejeto utilizado (creche) e ao período que foram realizadas as coletas (verão). Com isso, pode-se concluir que as baixas temperaturas obtidas são resultantes da alta umidade.

4.2.7 Resultado de Temperatura

Segundo Zhou (2017), os perfis de temperatura podem ser utilizados como indicador, para medir a taxa de decomposição da mistura durante o processo de compostagem, isso ocorre, devido à relação linear entre a taxa de geração de calor e a decomposição dos resíduos.

A temperatura foi monitorada 24 horas por dia (períodos de 1h em 1h), durante todo o experimento da compostagem (dos dias 01/03 a 14/05/2019), através do Fieldlogger (equipamento). Foram utilizados 7 sensores pt100, os quais foram alocado um em cada caixa (6 caixas) e um para monitoramento da temperatura ambiente do local. O perfil de temperatura encontrado pode ser observado no gráfico 7, com a sinalização dos dias que se realizou as aspersões de dejeto suíno no experimento.

Gráfico 7 - Comportamento diário da temperatura na compostagem.

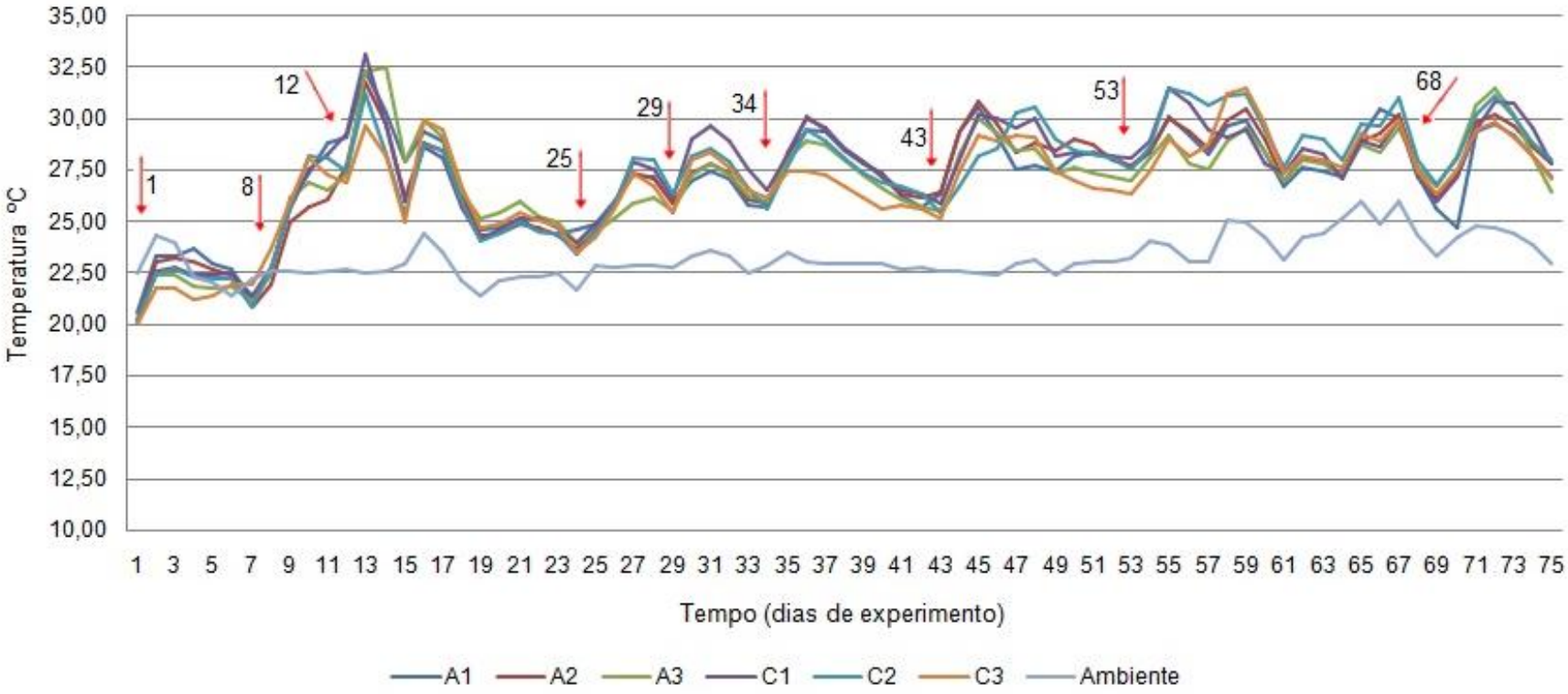
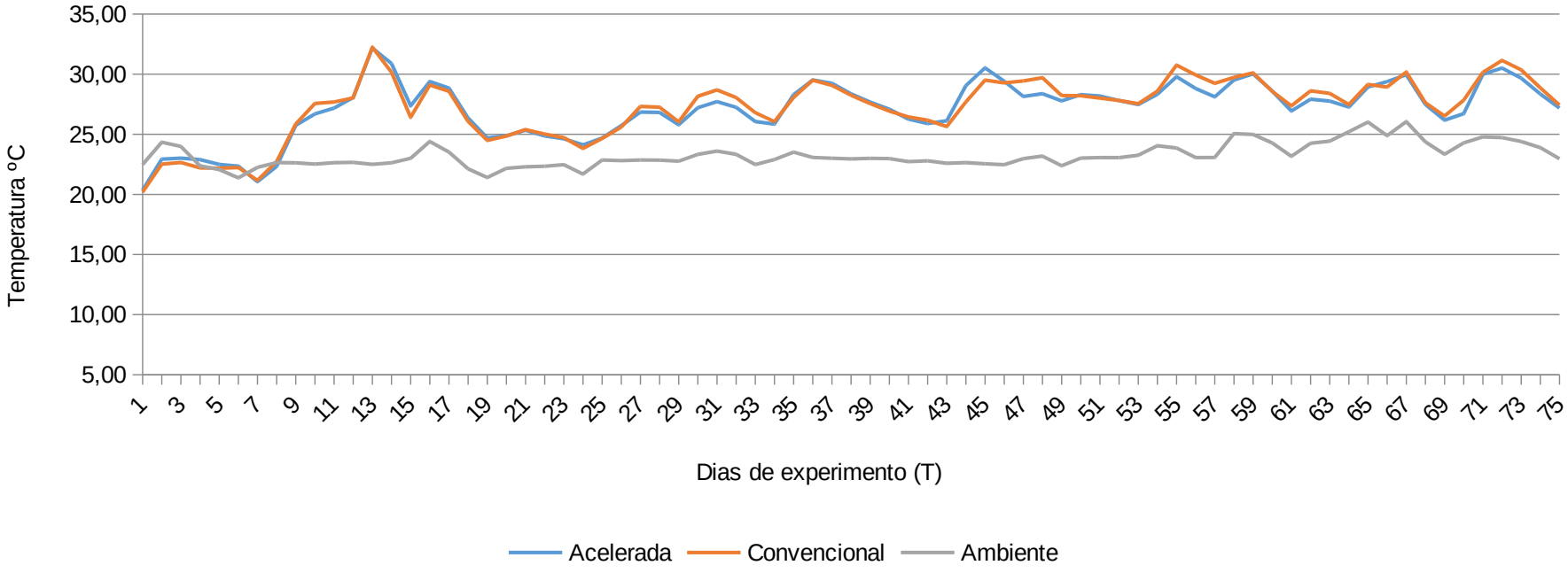


Gráfico 8 - Comportamento médio da temperatura nas compostagens.



Conforme pode ser observado no gráfico 7 e 8 a temperatura ambiente variou entre 21°C e 26ºC durante os 75 dias de experimento. Nos primeiros 8 dias de experimento, observa-se que as temperaturas das compostagens (A1, A2, A3, C1, C2 e C3) foram menores ou iguais a ambiente, sendo assim este período apresentou pouca atividade microbiana. No 8º dia (08/03) de experimento, realizou-se uma nova aspersão, percebe-se que realizada a aplicação de dejeto apresentou temperatura em torno de 27ºC, enquanto a temperatura ambiente manteve-se a 22,5ºC, apresentando uma variação de 4,5ºC, logo com atividade microbiana presente na compostagem.

Ainda no gráfico 7, nota-se que após a realização de 3 aspersões de dejeto suíno (01, 08 e 12/03) e 13 dias de experimento, obteve-se uma variação 10,69ºC de diferença entre a temperatura da caixa C1 (compostagem convencional) e da ambiente, sendo 33,19ºC a temperatura máxima atingida no teste. Para esta mesma situação a caixa A3 (compostagem acelerada) apresentou uma variação de 10ºC. Analisando o período entre os dias 19 e 24 (gráfico 7), nota-se que as temperaturas registradas foram entre 24,5ºC e 23°C nas caixas e no ambiente uma média de 21ºC, neste período encontra-se a menor variação de temperaturas entre elas.

Analisando o comportamento da temperatura apresentada no gráfico 7, nota-se que sempre após a realização das aspersões de dejeto suíno e homogeneização do composto, ocorre um aumento na temperatura das compostagens, portanto aumenta atividade microbiana e a taxa de decomposição do produto analisado. Segundo monitoramento realizado por Kim et al. (2017), isto ocorre devido à degradação de compostos orgânicos presentes na mistura do experimento.

Verificando a média das temperaturas (gráfico 8) para compostagem acelerada e convencional e seu respectivo desvio padrão, é possível observar que a adição do produto comercial não interferiu para esta determinação. Além disso, este experimento apresentou temperaturas entre 20ºC e 35ºC, isso ocorreu devido à baixa degradação de carbono, a quantidade de volume do protótipo utilizado e a umidade presente na serragem, portanto não se tem um processo termofílico e sim mesofílico neste experimento.

Em um estudo onde se manteve a compostagem com umidade 70%, a temperatura máxima registrada foi de 49,3°C no 5º dia, segundo o autor este aumento tardio de temperatura pode ser devido ao maior conteúdo de umidade e degradação da matéria orgânica. Quando a temperatura do experimento atinge ou se aproxima da temperatura ambiente, esse comportamento mostra que a mistura em questão está estabilizada (KIM et al., 2017).

De acordo com Cavaletti (2014), onde se analisou um processo de compostagem automatizada, com aplicação de maior volume de dejeto e umidade de 69%, encontrou-se uma temperatura máxima de 50,9 °C, ou seja, um processo termofílico.

4.2.8 Balanço de Massa

Na tabela 9, estão apresentadas as massas iniciais, em kg, do primeiro dia de experimento da compostagem (01 de março), a massa final, em kg, das mesmas em 14 de maio (75 dias após) e o percentual de redução. No total foram realizadas 9 aspersões durante os 75 dias de experimento, o que resultou na aplicação de 18,5 litros de dejeto suíno em cada caixa de compostagem.

Tabela 9 - Balanço de massa da compostagem.

Compostagem	Massa inicial + dejeto aplicado (kg)	Massa Final (kg)	Percentual de redução da massa (%)
A1	28,56	16,02	43,91
A2	28,25	15,23	46,09
A3	28,70	15,60	45,64
C1	29,04	16,39	43,56
C2	28,76	16,50	42,63
C3	28,32	14,67	48,20

Os valores para massa inicial + dejeto aplicado, apresentados na tabela 9, é resultante da soma de todo material colocado no primeiro dia de teste, ou seja, a pesagem da serragem, do inoculo, o peso da caixa e o total de dejeto aplicado durante o experimento, que foi de 18,5 litros. Portanto, as massas das caixas ficaram entre 28,25 kg e 29,04 kg, sendo a menor massa na A2 (28,25 kg) e a maior

na C1 (29,04 kg). Na massa final, os pesos variaram entre 14,67 kg (C3) e 16,50 kg (C2), logo o comportamento dos pesos foi diferente em cada etapa de pesagem.

Analisando a tabela 9 verifica-se que o maior percentual de redução da massa foi de 48,20% na caixa C3 (compostagem convencional), logo apresentou menor massa final, e o menor percentual foi na compostagem convencional (C2) com 42,63%, portanto apresentou a maior massa final.

O percentual de diferença entre as massas apresentadas na tabela 9 variaram entre 42,63% a 48,20%. Essa diferença é decorrente da evaporação de água presente no dejeto suíno utilizado, conforme observado no item 4.2.6, o mesmo possuía umidade de 99,10%. Os valores encontrados para redução de massa não foram maiores, devido a presença de água dentro da serragem e as baixas temperaturas apresentadas, das quais permaneceram apenas na fase mesofílica.

5 CONCLUSÃO

Levando em consideração os resultados apresentados após a realização da etapa 1, é possível concluir que a menor dosagem do produto comercial testado neste trabalho, contribui para a redução na determinação de NTK e N-amoniacal. Porém para acelerar a degradação do material ao longo do teste de degradabilidade, o produto acaba criando uma competição com os microrganismos presentes no dejeto de suíno.

Tendo em vista os aspectos analisados durante o experimento realizado na etapa 2, onde comparou-se uma compostagem convencional com uma acelerada (adição do produto comercial), conclui-se que a aplicação do produto comercial não prejudicou o processo de compostagem, obtendo-se resultados semelhantes. Outro fator que pode ter interferência nos resultados apresentados, pode ser decorrente do tipo de criação de suínos, neste caso do tipo creche, da presente umidade do dejeto e do período que foi realizado as coletas.

Em virtude da alta umidade presente no experimento, a qual foi incorporada pela serragem (esponja), o processo termofílico não foi apresentado, sendo que as temperaturas ficaram na fase mesofílica, isso se procedeu devido ao volume do protótipo utilizado e a quantidade de dejeto aplicado no sistema de compostagem.

A degradação do dejeto suíno, testada no teste de biodegradabilidade (teste de bancada) e na compostagem (escala piloto) não sofreu aceleração com a utilização do produto comercial, portanto não apresentou alterações consideráveis nas análises e testes desenvolvidos neste trabalho. Desta forma, indica-se que seja

realizado mais testes com a utilização de outras metodologias e um estudo de caracterização do produto utilizado.

REFERÊNCIAS

AGYARKO-MINTAH, E.; COWIE, A.; ZWIETEN, L.; SINGH, B.P.; SMILLIE, R.; HARDEN, S.; FORNASIER, F. **Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting**. Waste Manage. Vol. 61, p. 129–137, march 2017.

ALBUQUERQUE, Allan Lange; WEYDMANN, Celso Leonardo. **Avaliação da regulação ambiental para a suinocultura**: comparação entre os principais estados produtores. 2007. Disponível em:< http://www.apec.unesc.net/I%20EEC/sessoes _tematicas/Desenvolvimento_Meio/artigo2.PDF>. Acesso em: 14 out. 2018.

AMARAL, Armando Lopes et al. **Boas Práticas de Produção de Suínos**. Embrapa. Concórdia, SC. dez. 2006. Disponível em:<http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_ publicacoes/publicacao_k5u59t7m.pdf >. Acesso em: 14 out. 2018.

AMARAL, Pedro Ivo Sodré. **Avaliação ambiental e de bem-estar da criação de suínos em sistemas de cama sobreposta e convencional**. 2016. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, abr. 2016. Disponível em:<http://repositorio.ufla.br/handle/1/11403 >. Acesso em: 04 set. 2018.

ANGONESE, A.R.; CAMPOS, A.T.; WELTER, R.A. **Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.27, n.3, p.648-657, 2007. Disponível em:<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v27n3/a07v27n3>. Acesso em: 04 jun. 2019

APHA. American Public Health Association AWWA. Standard methods 5310. Total Organic Carbon (TOC). Washington: American Public Health Association, 2000.

APHA. American Public Health Association AWWA.WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

BEEFPOINT. **Enzimas Fibrolíticas como aditivos na alimentação de bovinos de corte – parte 1/3**. 2003. Disponível em: <https://www.beefpoint.com.br/enzimas-

fibroliticas-como-aditivos-na-alimentacao-de-bovinos-de-corte-parte-13-17199/>. Acesso em: 13 set. 2018.

BRASIL. Lei nº 9.605, 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. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_ 03/LEIS/L9605.htm>. Acesso em: 15 out. 2018.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em:< http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 15 out. 2018.

BÜHRING, G. M.; SILVEIRA, V. C. **O biogás e a produção de suínos do sul do Brasil**. Revista Brasileira de Energias Renováveis. Santa Maria - RS, v. 5, n. 2, p. 222-237, ago. 2016. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/306344634_O_BIOGAS_E_A_PRODUCAO_DE_SUINOS_DO_SUL_DO_BRASIL_1>. Acesso em: 12 ago. 2018.

CADIS, Patricia; HENKES, Jairo Afonso. **Gestão ambiental na suinocultura:** sistema de tratamento de resíduos líquidos por unidade de compostagem. Unoesc & Ciência - ACET, Joaçaba, v. 5, n. 2, p. 169-188, jul./dez. 2014. Disponível em: < https://editora.unoesc.edu.br/index.php/acet/article/download/3693/pdf_53>. Acesso em: 18 set. 2018.

CATTO, André Luis. **Ensaios de avaliação da biodegradabilidade e compostagem de materiais plásticos**. Trabalho apresentado no Seminário de Biodegradação dos Materiais, Universidade Feevale, set. 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/304885313>. Acesso em: 25 set. 2018.

CAVALETTI, Luciano Braga. **Avaliação do sistema de compostagem mecanizada para dejetos suínos**. 2014. 84 f. Monografia (Engenharia Ambiental) – Universidade do Vale do Taquari - Univates, Lajeado – RS, jun. 2014. Disponível em:< https://www.univates.br/bdu/handle/10737/581>. Acesso em: 16 maio 2019.

DAI PRÁ, Marcos Antonio; CORRÊA, Érico Kunde; CORRÊA, Luciara Bilhava; LOBO, Marcio da Silva; SPEROTTO, Leandro; MORES, Edgar. **Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos**. Porto Alegre: Evangraf, 2009.

DENG, Liangwei; CHEN, Chuang; ZHENG, Dan; YANG, Hongnan; LIU, Yi; CHEN, Ziai. **Effect of temperature on continuous dry fermentation of swine manure**. Journal of Environmental Management Vol. 177, 15 July 2016, Pages 247-252. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147971630192X>. Acesso em: 11 maio 2019.

DIAS, Alexandre César et al. **Manual Brasileiro de Boas Práticas Agropecuárias na Produção de Suínos**. Brasília, DF: ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. 140 p.; 29,7 cm. Disponível em: <http://www.m2design.com.br/biribas/

site/wp-content/uploads/2015/03/MANUAL-SUINO-FINAL-28.pdf >. Acesso em: 11 set. 2018.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 230 p. 2011.

ENZILIMP. Porto Alegre, 2018. Disponível em: <https://www.enzilimp.com.br/site/>. Acesso em: 13 set. 2018.

FEPAM. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler - FEPAM. ed. 2 jul. 2014. Disponível em:< http://www.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_suinos_novos.pdf>. Acesso em: 14 out. 2018.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira da. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. 1999. Universidade Estadual de Londrina - UEL. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. p. 91. 1999 (E-book). Disponível em:<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/Livro_Compostagem.pdf>. Acesso em: 29 set. 2018.

GIACOMINI, D. A. et al. **Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suíno**. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília – DF, v. 49, n. 7, p. 521-530, jul. 2014. Disponível em: <https://seer.sct. embrapa.br/index.php/pab/article/view/18824>. Acesso em: 12 ago. 2018.

GINKEL, C.G.Van; GANCET, C.; HIRSCHEN, M.; GALOBARDES, M.; LEMAIRE, Ph.; ROSENBLOM, J. **Improving ready biodegradability testing of fatty amine derivatives.** Chemosphere. Vol. 73, Issue 4, September 2008, Pages 506-510. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565 3508008187>. Acesso em: 12 jun. 2019

GOMES, Fabiele Araújo; RAMOS, Jurandir Thiago Pereira. **Avaliação dos impactos ambientais da suinocultura**. 2016. Trabalho apresentado no II Congresso Amazônico de Meio Ambiente e Energias Renováveis. Belém. set. 2016. Disponível em:<https://even3.azureedge.net/anais/31491.pdf>. Acesso em: 14 out. 2018.

HUANG, G. F.; WU, Q. T.; WONG, J. W. C.; NAGAR, B. B. **Transformation of organic matter during composting of pig manure with sawdust**. Bioresource Technology, v.97, p.1834-1842, 2006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.co m/science/article/pii/S0960852405004232>. Acesso em: 12 maio 2019.

JANCZAK, D.; MALIŃSKA, K.; CZEKAŁA, W.; CÁCERES, R.; LEWICKI , A.; DACH, J. **Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw.** Waste Management. **Vol.** 66, August 2017, Pages 36-45. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com /science/article/pii/S0956053X17302891>. Acesso em: 12 maio 2019.

KANG, W., KIM, I.-H., LEE, T.-J., KIM, K.-Y., KIM, D. **Effect of temperature on bacterial emissions in composting of swine manure**. Revista Waste Manage. Vol. Jun 2014. p. 1006 -1011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science /article/pii/S0956053X13005254>. Acesso em: 12 maio 2019.

KARLSSON, Tommy et al. **Manual básico de biogás**. Lajeado: Ed. da Univates, 2014.

KIM, Jung Kon; LEE, Dong Jun; RAVINDRAN, Balasubramani; JEONG, Kwang-Hwa; WONG, Jonathan Woon-Chung; SELVAM, Ammaiyappan; KARTHIKEYAN, Obuli P.; KWAG, Jung-Hoon. **Evaluation of integrated ammonia recovery technology and nutrient status with an in-vessel composting process for swine manure**. Revista Bioresource Technology Vol. 245, Part A, December 2017, Pages 365-371. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852 417313883>. Acesso em: 08 maio 2019.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. **Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no brasil**. Cadernos de Ciência & Tecnologia, v. 22, n. 3, p. 651-665. set./dez. 2005. Disponível em: <https://seer.sct.embrapa.br/index.php/cct/article/view/8663>. Acesso em: 28 ago. 2018.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. **Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás**. Revista de Política Agrícola, Ano XV, n. 3, p. 28-35. 2006. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/121642/1/Paginasdepola gr0320064p.2835.pdf >. Acesso em: 04 set. 2018.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; BORTOLI, M. **Avaliação do Manejo de diferentes substratos para compostagem de dejetos líquidos de suínos**. ACTA Ambiental Catarinense, v. 5, n. 1/2. jan./dez. 2008. Disponível em: < https://bell.unochapeco. edu.br/revistas/index.php/acta/article/viewFile/222/119>. Acesso em: 10 maio. 2019.

LOVATTO, P. A. **Suinocultura Geral. Manejo de Dejetos**. Capítulo 9. 1996. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/suinos>. Acesso em: 12 maio 2019.

MARQUES, Alceu Cunegatto. A produção de suínos e a preservação do meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., abr. 2001, Gramado - RS. **Anais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. p. 15. Disponível em: <http://docsagencia.cnptia.embrapa.br/suino/ anais/anais0104_marques.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2018.

MORAES, Beatriz Stoll; KONARZEWSKI, Vitor Hugo Cordeiro; BARRADAS, José Luís; ALTMANN, Délcio; VOLQUIND, Rafael. **Utilização de compostagem acelerada para tratamento de lodo de ETA** - estudo de caso. 2004. Trabalho apresentado no Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, Florianópolis – SC, 2004. Disponível em:<https://www.ipen.br/biblioteca/cd/ictr/2004/ARQUIVOS%20PDF/09/09-007.pdf >. Acesso em: 29 set. 2018.

NOVUS. **Equipamento FieldLogger**. Guia de operação e Manual de Instruções. NOVUS, 2018. (CD-ROM).

NUNES, Maria Luísa Appendino. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, dez. 2003. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/30367034.pdf>. Acesso em: 11 set. 2018.

OLIVEIRA, P.A.V. et al. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Coordenador Paulo A. V. de Oliveira. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. p. 188. E-book: Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/434003/manual-de-manejo-e-utilizacao-dos-dejetos-de-suinos>. Acesso em: 28 ago. 2018.

OLIVEIRA, Paulo Armando Victória; HIGARASHI, Martha Mayumi. **Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos**. - Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1355242/0/Biog%C3%A1sFert++Unidade+de+compostagem+para+o+tratamento+de+dejetos+su%C3%ADnos.pdf >. Acesso em: 18 maio 2019.

PECORARO, C. A. **Contribuição da produção confinada de suínos na emissão de amônia e gases de efeito estufa mediante avaliação das metodologias contínua e simplificada**. 2015. 171 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2015. Disponível em:http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11152/tde-22042015-171221/fr.php. Acesso em: 12 ago. 2018.

PERDOMO, Carlos Cláudio; LIMA, Gustavo; NONES, Kátia. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., abr. 2001, Gramado - RS. **Anais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. p. 18. Disponível em:<http://docsagencia.cnptia.embrapa.br/suino/anais/anais0104_perdomo.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2018.

QIAN, Xiaoyong; SHEN, Genxiang; WANG, Zhenqi; ZHANG, Xinliang; CHEN, Xiaohua; TANG, Zhengze; LEI, Zhongfang; ZHANG, Zhenya. **Enhancement of high solid anaerobic co-digestion of swine manure with rice straw pretreated by microwave and alkaline.** Revista Bioresource Technology Reports. Vol. 7, September 2018, 100 – 208. Disponível em:< https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589014X19300982 >. Acesso em: 15 maio 2019.

RIO GRANDE DO SUL. Lei Estadual nº 11.520, de 03 de agosto de 2000. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. Disponível em:< http://www.al.rs.gov.br/legiscomp/arquivo.asp?idNorma=11&tipo=pdf>. Acesso em: 15 out. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA. Resolução nº 084, de 17 de dezembro de 2004. Dispõe sobre o licenciamento ambiental das atividades constantes de Sistemas Integrados de Produção.

Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201611/30140431-resolucao-084-04-integradores.pdf>. Acesso em: 15 out. 2018.

ROCHA, A. D.; SOUZA, R. M.; SILVA, R. D.; GONÇALVES, E.; VIEIRA, É. R. Presença de amônia nos dejetos de suínos e sua consequência na utilização no solo. In: III SIMPAC, 2011, Viçosa. **Anais**. Viçosa - MG, jan./dez. 2011, v. 3, n. 1, p. 347-352. Disponível em: <https://academico.univicosa.com.br/revista/index.php/RevistaSimpac/article/view/378>. Acesso em: 12 ago. 2018.

ROCHA, B. G. **Desenvolvimento de bionanocompósitos: nano e microcristais de celulose com poli (álcool vinílico) e poli (ácido lático).** 2014. 136 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, jul. 2014. Disponível em:< https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/19396>. Acesso em: 23 out. 2018.

ROMÃO, Bruna Cardoso; FORTUNATO, Flávia; VENERA JR, Jean Carlos; NASCIMENTO, Lara; QUANDT, Maycon; ANDRADE, Patrick Barros; OLIVEIRA JR., Juahil Martins; BIANCHI, Ivan; SOMENSI, Cleder Alexandre. Otimização da compostagem de dejetos animais com o uso de microrganismos potencialmente eficientes. In: IX MICTI, 2016**. Anais.** 2016. Disponível em:< http://eventos.ifc.edu.br/micti/anais-do-evento/>. Acesso em: 25 set. 2018.

ROSA, Derval; PANTANO FILHO, Rubens. **Avaliação da Biodegradação de Poli-b-(hidroxibutirato), Poli-b- (hidroxibutirato-co-valerato) e Poli-e-(caprolactona) em solo compostado**. Polímeros [online], vol.12, n.4, p. 311-317, 2002. Disponível em:< http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0104-14282002000400015&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 23 out. 2018.

SÁNCHEZ, Óscar J.; OSPINA, Diego A.; MONTOYA, Sandra. **Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process.** Waste Management**.** Vol. 69, November 2017, Pages 136-153**.** Disponível em:< https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X17305846>. Acesso em: 23 maio 2019.

SANCHUKI, Carlos Eduardo. **Estudo da compostagem acelerada de cama de frango**. 2011. 103 f. Dissertação (Mestrado em Processos Biotecnológicos) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011. Disponível em:< https://educapes.capes.gov.br/handle/1884/26960>. Acesso em: 29 set. 2018.

SANTOS, Domiedson Alves Dias; FLORES, Milena. **Compostagem acelerada de resíduos alimentares utilizando o acelerador de compostagem Embiotic® line.** 2012. 60 f. Monografia (Graduação - Tecnologia em Saneamento Ambiental Modalidade Controle Ambiental) – Universidade Estadual de Campinas, Limeira/SP. dez. 2012. Disponível em: <http://www.kmambiente.com.br/docs/Embiotic_Acelerador_de_Compostagem.pdf>. Acesso em: 18 set. 2018.

SARDÁ, Luana G.; HIGARASHI, Martha M.; MULLER, Susana; OLIVEIRA, Paulo A.; COMIN, Jucinei J. **Redução da emissão de CO_2, CH_4 e H_2S através da compostagem de dejetos suínos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e

Ambiental v.14, n.9, p.1008–1013, 2010. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1415 436620100009000 14&script=sci_abstract>. Acesso em: 25 maio 2019.

SCHNEIDER, Daiana. **Avaliação de metodologias de tratamento de dejetos suínos**. 2004. 80 f. Monografia (Bacharel em Química Industrial) - Curso de Química Industrial com Ênfase em Alimentos, Centro Universitario Univates, Lajeado, RS, 2004.

SHEPPARD, S.C.; BITTMAN, S. **Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada.** Revista Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 171, May 2013, Pages 90-102. Disponível em: < https://www.sciencedirect.com/science/article /pii/S0167880913000881>. Acesso em: 15 maio 2019.

SILVA, C. L.; BASSI, N. S. S. **Análise dos impactos ambientais no oeste catarinense e das tecnologias desenvolvidas pela Embrapa suínos e aves**. Informe Gepec, Toledo, v. 16, n. 1, p. 128-143, 2012. Disponível em: <http://e-revista.unioeste.br/index.php/gepec/article/view/5181/4877>. Acesso em: 18 set. 2018.

STANDARD METHODS. Standard methods for the examination of water and wastewater, **4500 semi-micro-kijeldahl**. 1997.

STANDARD METHODS. Standard Methods for the examination of water and wastewater, **2540 Solids** - 2540 G. Total, Fixed and Volatile Solids in Solid and Semisolid Samples. 20th ed. 1999.

TEIXEIRA, Paulo César. **Manual de métodos de análise de solo**. Paulo César Teixeira...[et al.], editores técnicos. – 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 2017. 574 p.: il. color.

VALENTE, B.S.; XAVIER, E.G.; MORSELLI, T.B.G.A.; JAHNKE, D.S.; BRUM JR., B. de S.; CABRERA, B.R.; MORAES, P. O.; LOPES, D.C.N. **Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos**. Arch. Zootec. v. 58 p. 59-85. 2009. Disponível em: <http://www.uco.es/organiza/servicios/publica/az/php /img/web/07_18_48_1395REVISIONFatoresValente1.pdf>. Acesso em: 10 set. 2018.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. **Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande v. 14, n. 3, p. 320–325. 2010. Disponível em:< http://www.scielo.br/pdf/rbe aa/v14n3/v14n03a13.pdf>. Acesso em: 04 set. 2018.

ZAGATTO, Pedro A.; BERTOLETTI, Eduardo (Eds). **Ecotoxicologia aquática**: princípios e aplicações. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2014.

ZHU, Z.; DONG, H.; XI, J.; XIN, H. **Ammonia and greenhouse gas emissions from co-composting of dead hens with manure as affected by forced aeration rate**. American Society of Agricultural and Biological Engineers. Vol. 57(1). p. 211-217.

2014. Disponível em: < https://core.ac.uk/download/pdf/38932862.pdf>. Acesso em: 20 maio 2019.

ZHONG, Jia; WEI, Yuansong; WAN, Hefeng; WU, Yulong; ZHENG, Jiaxi; HAN, Shenghui; ZHENG, Bofu. **Greenhouse gas emission from the total process of swine manure composting and land application of compost.** Revista Atmospheric Environment. Vol. 81, December 2013, Pages 348-355. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231013006687>. Acesso em: 20 maio 2019.

ZHOU, J.-M. **The effect of different C/N ratios on the composting of pig manure and edible fungus residue with rice bran**. Compost Science Utilization. Vol. 25 (2), 120–129. 2017. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1065657X.2016.1233081>. Acesso em: 25 maio 2019.

WANG, Rui; ZHANG, Junya; SUI, Qianwen; WAN, Hefeng; TONG, Juan; CHEN, Meixue; WEI, Yuansong; WEI, Dongbin. **Effect of red mud addition on tetracycline and copper resistance genes and microbial community during the full scale swine manure composting.** Revista Bioresource Technology. Vol. 216, September 2016, Pages 1049-1057. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852416308100 >. Acesso em: 20 maio 2019.

WIJESINGHE, D. Thushari N.; DASSANAYAKE, Kithsiri B.; SCALES, Peter J.; SOMMER, Sven G.; CHEN, Deli. **Effect of Australian zeolite on methane production and ammonium removal during anaerobic digestion of swine manure.** Journal of Environmental Chemical Engineering**.** Vol. 6, Issue 1, February 2018, Pages 1233-124. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2213343718300289>. Acesso em: 20 maio 2019.