

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

MICHEL IURI CAETANO

**MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES (EM's) NA COMPOSTAGEM DE
PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR E ESTERCO BOVINO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2014**

MICHEL IURI CAETANO

**MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES (EM's) NA COMPOSTAGEM DE
PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR E ESTERCO BOVINO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Co-orientadora: Prof^a.Dr^a. Tatiane Cristina Dal Bosco

LONDRINA

2014



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Micro-organismos Eficientes (EM's) na compostagem de palha de
cana-de-açúcar e esterco bovino

Por

Michel Iuri Caetano

Monografia apresentada no dia 26 de Fevereiro de 2014 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Msc. Bruno de Oliveira Freitas
(UTFPR)

Prof. Dr. Marcelo Hidemassa Anami.
(UTFPR)

Profa. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Joseane D. Peruço Theodoro
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Gostaria primeiramente de agradecer a Deus pela saúde e coragem que me sustentaram até aqui. E pelas oportunidades que tem me propiciado.

Aos meus pais, Helena e José, mãe que em todos os momentos de dificuldade me confortou e me mostrou que o melhor caminho é não desistir e continuar em frente, pai que sempre me apoiou em todos os desafios e me deu conselhos e ensinamentos os quais se tornaram alicerces para meu caráter. E ao meu irmão e sua filha, Francis e Emily, que apesar de minha ausência, sempre estiveram dispostos a me apoiar no que fosse preciso.

Agradeço imensamente aos meus amigos que me apoiaram e ajudaram no decorrer deste trabalho. Danielle Hiromi, Luís Demetrio e Thaís Fernandes, amigos em que sempre pude confiar e sei que poderei contar para sempre. Ao meu amigo João Cairo, este que encontrei na amizade um verdadeiro irmão, e nunca poderei retribuí-lo por tudo que fez por mim.

A aqueles que foram verdadeiros companheiros e responsáveis pela conclusão deste trabalho, Ana Alícia de Sa Pinto, Andressa Vitória Duarte de Souza, Monielen Betio e Mariana Sbizzaro obrigado por toda por toda ajuda. E especialmente a Flávia Gonçalves e Pedro Henrique Presumido saibam que este trabalho não seria possível sem vocês.

Muito obrigado a Prof^a. Dr^a. Tatiane Cristina Dal Bosco, pelos ensinamentos e por me aguentar sempre que pedi socorro. A minha orientadora, amiga e mãe Prof^a. Dr^a. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates, pela honra de ser seu orientando e pela alegria de tela como amiga por todos estes anos, pelas suas orientações e conselhos, por todos os puxões de orelha e cobranças, estes que me tornarão um profissional melhor. Saiba que não tenho como expressar o carinho que tenho e me espelho em você para tentar ser uma pessoa melhor.

E claro, a minha Danielle, meu amor, aquela que em tão pouco tempo se tornou a pessoa mais especial em minha vida, e foi a responsável por me dar forças e perseverança até o fim, não conseguiria sem você.

Obrigado a todos.

Se você não acordar amanhã, se hoje for seu último dia, você estaria orgulhoso do que fez nesta vida? (Percy Walker)

RESUMO

CAETANO. Michel Iuri. **Micro-organismos Eficientes (EM's) na compostagem de palha de cana-de-açúcar e esterco bovino**. 2014. 70 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

Devido à crescente demanda de bens e produtos, os sistemas agropecuários são responsáveis pela geração de grandes quantidades de resíduos sólidos, que representam um problema de ordem social, econômica e ambiental. Com o objetivo de avaliar o processo de compostagem de palha de cana-de-açúcar e esterco bovino, foram comparadas diferentes concentrações de Micro-organismos Eficientes (EM's) utilizando reatores de bancada (15 L de capacidade). Para tanto, foram testados 4 tratamentos, com mistura dos resíduos respeitando a relação C/N de 30:1, adicionando as seguintes concentrações: B (sem adição de EM's), T25 (100 mL de EM's + 300 mL de água), T50 (200 mL de EM's + 200 mL de água) e T100 (400 mL de EM's). O processo de compostagem foi conduzido ao longo de 50 dias e monitorado quanto às características físico-químicas (pH, condutividade elétrica, sólidos, teor de carbono total, teor de nitrogênio (NTK), redução de peso, temperatura e umidade) e microbiológicas (contagem de Bactérias Heterotróficas, Bactérias Fermentadoras de Lactose e Actinomicetos). Para as análises físico-químicas, foi possível verificar reduções de C/N de 35 a 47% e peso de 36 a 47% para todos os tratamentos, destacando-se o tratamento T100 com as maiores reduções. Obteve-se valores constantes de pH para todos os tratamentos, na faixa de pH 8,5 e significativo aumento de condutividade elétrica de 700 a 1450 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Não foi possível observar altas temperaturas em todos os tratamentos, com máximas de 33 °C, possivelmente por causa da umidade dos compostos que permaneceu na faixa de 70% e pelas pequenas dimensões dos reatores que não favoreceram a retenção de calor. Para as análises microbiológicas, foi possível constatar o predomínio das Bactérias Heterotróficas em todos os tratamentos, sendo o tratamento T100 aquele que apresentou maior contagem populacional, em comparação com os outros tratamentos, de $1,8 \times 10^6$ UFC g^{-1} para as Bactérias Heterotróficas e $4,0 \times 10^5$ UFC g^{-1} para os Actinomicetos. Para as Bactérias Fermentadoras de Lactose o tratamento T50 apresentou a maior contagem populacional sendo de $8,1 \times 10^5$ UFC/g. De forma geral pode-se constatar que a adição de micro-organismos resulta em benefícios à compostagem, sendo o tratamento T100, com adição de concentrações maiores de EM's aquele que apresentou os melhores resultados para os parâmetros avaliados.

Palavras-chave: resíduos sólidos, reator de bancada, físico-químico, microbiológico.

ABSTRACT

Due to increasing demand of goods and products, agricultural systems are responsible for the generation of large quantities of solid waste, they represent a problem of social, economic and environmental. In order to evaluate the composting process of straw sugar cane and cattle manure were compared different concentrations of Effective Microorganisms (EM 's) using benchtop reactors (15 L capacity). To this end, four treatments were tested with respect to the waste mixture C / N ratio of 30:1, adding the following concentrations : B (without addition of EM 's), T25 (100 mL EM's + 300 ml water), T50 (200 mL EM's + 200 ml water) and T100 (400 mL EM's). The composting process was conducted over 50 days and monitored for their physical - chemical characteristics (pH, electrical conductivity, solids, total carbon, nitrogen content (NTK), weight reduction, temperature and humidity) and microbiological (count Bacteria Heterotrophic, Bacteria Fermenting Lactose and Actinomycetes). For physico- chemical analysis, was observed reductions in C/N 35 to 47% weight and 36 to 47% of all treatments, highlighting the treatment T100 with the largest reductions. Obtained constant values of pH for all treatments on track of pH 8.5 and significant increase in electrical conductivity 700 to 1450 mS cm⁻¹. It was not possible to observe high temperatures in all treatments, with highs of 33°C, possibly because of the humidity of the compounds that remained in the range of 70% and the small size of the reactors that did not favor the retention of heat. For microbiological analysis, was determined the prevalence of Bacteria Heterotrophic in all treatments, and the treatment T100 who had greatest score, compared with the other treatments, 1.8 x 10⁶ CFU g⁻¹ for Bacteria Heterotrophic and 4.0 x 10⁵ CFU g⁻¹ for Actinomycetes. For Bacteria Fermenting Lactose treatment T50 had the highest population count being 8.1 x 10⁵ CFU / g⁻¹. In general it can be seen that the addition of micro-organisms results in benefit to composting, treatment and T100, with the addition of higher concentrations of EM's one that showed the best results for all parameters evaluated.

Keywords: solid waste, benchtop reactors, physical – chemical, microbiological.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1: Processo simplificado da compostagem | 9 |
| Figura 2: Evolução do comportamento da temperatura em processo de compostagem..... | 11 |
| Figura 3: Demonstração do teste da mão para avaliar o grau de decomposição da matéria orgânica..... | 14 |
| Figura 4: Fluxograma das etapas do experimento. | 20 |
| Figura 5: Visão geral do reator (A) e CAP perfurado (B)..... | 21 |
| Figura 6: Resíduos utilizados no experimento (A) palha de cana-de-açúcar, (B) dejetos bovinos..... | 22 |
| Figura 7: Local da captura dos micro-organismos eficientes em mata nativa | 24 |
| Figura 8: Processo de obtenção e ativação dos EMs. | 25 |
| Figura 9 – Procedimento de diluição seriada para realizar a caracterização de EM's. | 26 |
| Figura 10: Vista de corte lateral do reator de compostagem..... | 28 |
| Figura 11: Identificação dos diferentes tratamentos e respectivas quantidades de EM's aplicados. | 29 |
| Figura 12: Representação dos pontos de aferição de temperatura no reator. ... | 32 |
| Figura 13: – Material em forno mufla para determinação de sólidos voláteis..... | 35 |
| Figura 14: Etapas da análise de Nitrogênio Total..... | 37 |
| Figura 15: Bloco digestor – análise de Nitrogênio Total. | 37 |
| Figura 16: Diferentes colorações durante as etapas da análise de NTK Total: A – ácido bórico; B – amostra destilada; C – amostra titulada. | 38 |
| Figura 17: Fluxograma da metodologia de isolamento e quantificação dos EM's. | 39 |
| Figura 18: Diferenciação macroscópica dos tratamentos no início da compostagem, 22 dias e ao final do período de estudo. | 40 |
| Figura 19: Comportamento da temperatura dos tratamentos ao longo do processo de compostagem..... | 42 |
| Figura 20: Comportamento da umidade dos tratamentos ao longo do processo de compostagem..... | 44 |
| Figura 21: Comportamento do pH para os diferentes tratamentos ao longo do processo de compostagem. | 45 |
| Figura 22: Redução de peso de cada tratamento. | 48 |
| Figura 23: Comportamento em porcentagem % de carbono total nos diferentes tratamentos estudados..... | 52 |
| Figura 24: Comportamento da porcentagem de nitrogênio nos compostos dos diferentes tratamentos avaliados..... | 53 |
| Figura 25: Comportamento da relação C/N no composto de cada tratamento ao longo do processo de compostagem..... | 54 |
| Figura 26: Caracterização microbiológica inicial dos tratamentos e da solução de EM's. | 56 |
| Figura 27: Contagem de Unidades Formadoras de Colônia (UFC) durante o período de experimento para cada tratamento..... | 58 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Valores do PIB do Agronegócio Brasileiro (de 1994 a 2011) | 5 |
| Tabela 2: Caracterização inicial dos resíduos..... | 22 |
| Tabela 3: Concentração dos micro-organismos estudados presentes na solução contendo os EM's..... | 27 |
| Tabela 4: Quantidade de EM`s/águas das diluições aplicadas aos tratamentos de compostagem..... | 29 |
| Tabela 5: Temperatura máxima, média e mínima por tratamento..... | 43 |
| Tabela 6: Comportamento do pH dos tratamentos..... | 46 |
| Tabela 7: Redução de peso dos tratamentos..... | 48 |
| Tabela 8: Comportamento da condutividade elétrica dos tratamentos..... | 49 |
| Tabela 9: Comportamento dos Sólidos Voláteis ao longo do processo de compostagem..... | 51 |
| Tabela 10: Comportamento do Carbono Total em porcentagem de massa de composto..... | 52 |
| Tabela 11: Comportamento do Nitrogênio Total em porcentagem de massa de composto..... | 54 |
| Tabela 12: Comportamento da relação C/N dos tratamentos | 55 |
| Tabela 13: Concentração microbiológica inicial dos tratamentos e da solução de EM's. | 57 |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 OBJETIVOS | 3 |
| 2.1 OBJETIVO GERAL | 3 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS..... | 3 |
| 3 REFERENCIAL TEÓRICO | 4 |
| 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS AGROPECUÁRIOS..... | 4 |
| 3.2 CANA-DE-AÇÚCAR | 6 |
| 3.3 ESTERCO BOVINO..... | 7 |
| 3.4 COMPOSTAGEM | 9 |
| 3.4.1 Temperatura | 10 |
| 3.4.2 Aeração | 12 |
| 3.4.3 Umidade | 12 |
| 3.4.4 pH..... | 14 |
| 3.4.5 Relação C:N | 15 |
| 3.5 MICRO-ORGANISMOS NA COMPOSTAGEM..... | 16 |
| 3.5.1 Micro-organismos Eficientes (EM's)..... | 17 |
| 4 MATERIAL E MÉTODOS | 20 |
| 4.1 MONTAGEM DO REATOR DE COMPOSTAGEM | 21 |
| 4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS | 21 |
| 4.2 COLETA E ATIVAÇÃO DE MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES (EM's) 23 | |
| 4.3 MONTAGEM DOS TRATAMENTOS | 27 |
| 4.4 OPERAÇÃO..... | 30 |
| 4.5 ANÁLISES E MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM 30 | |
| 4.5.1 Análises físico-químicas | 31 |
| 4.5.1.1. Temperatura | 31 |
| 4.5.1.2. pH | 32 |
| 4.5.1.4. Condutividade Elétrica | 33 |
| 4.5.1.5. Umidade, série de Sólidos e Teor de Carbono Total | 33 |
| 4.5.1.6. Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) | 36 |
| 4.5.2 Quantificação dos Micro-organismos Eficientes (EM's) e Bactérias Heterotróficas..... | 39 |
| 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 40 |
| 5.2 PARAMETROS FÍSICO-QUÍMICOS..... | 41 |
| 5.2.1 Temperatura | 41 |
| 5.2.2 pH..... | 45 |
| 5.2.3 Redução de Peso | 47 |
| 5.2.4 Condutividade Elétrica..... | 49 |
| 5.2.5 Sólidos Voláteis | 50 |
| 5.2.6 Teor de Carbono Total, Teor de Nitrogênio Total (NTK) e Relação C/N | 51 |
| 5.3 QUANTIFICAÇÃO DOS MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES E BACTERIAS HETEROTROFICAS..... | 56 |
| 6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES | 62 |
| REFERENCIAS | 63 |

1 INTRODUÇÃO

O atual cenário econômico apresenta como característica o aumento do poder aquisitivo da população, o que conseqüentemente, possibilita um maior consumo de bens e produtos. Esta crescente demanda faz com que a indústria, comércio e agropecuária aumentem sua produção ao longo do tempo.

Em todo processo de produção ocorrem perdas de energia e matéria, que muitas vezes são gerados na forma de resíduo e se não forem bem gerenciados, podem impactar o meio ambiente.

No Paraná um resíduo relevante e com o grande potencial poluidor é o esterco bovino. Somente no ano de 2013 o rebanho bovino chegou a 9,4 milhões de cabeças de gado. Durante o ciclo de vida de um gado de corte, são produzidos cerca de 470 kg de fezes. Desta forma, existe a necessidade do incentivo à destinação deste resíduo, principalmente na forma de reciclagem, já que se pode utilizá-lo de forma benéfica ao meio ambiente, quando se trata do enriquecimento do solo por meio de seu uso na forma de adubo (ARAUJO et al., 2007).

Outro resíduo de destaque no Paraná, a palha, proveniente da cana-de-açúcar, sendo colhido cerca de 53 milhões toneladas por ano, produzindo, para cada tonelada colhida aproximadamente 140 Kg de palha de cana. Durante o processo de colheita da cana, ainda ocorre a queima da palha para facilitar o processo de corte dos colmos. Com a Resolução SEMA nº 076 (PARANÁ, 2010), que estabelece a redução gradativa até a erradicação da queima em 2025, o resíduo proveniente da palha acumulada pode passar a ser um problema no campo.

Considerando a grande disponibilidade e riqueza nutricional dos resíduos orgânicos, tais como a palha de cana-de-açúcar e o esterco bovino, uma alternativa para a destinação destes, de forma sustentável, é a utilização do processo controlado de compostagem.

A compostagem é um método que repete os processos de degradação da matéria orgânica, no ambiente natural, porém em menor escala condições controladas. A compostagem é caracterizada pela decomposição controlada, realizada por micro-organismos, por meio da oxidação e oxigenação de uma massa de resíduos rica em matéria orgânica. Esse processo tem como propósito

estabilizar estes materiais com potencial poluidor, transformando-os em um material biologicamente estável.

No processo de compostagem o ideal é que exista o balanço de nutrientes para suprir as necessidades metabólicas dos micro-organismos envolvidos, no caso trinta partes de carbono, cuja fonte pode ser a palha de cana-de-açúcar, para uma de nitrogênio, podendo-se usar o esterco bovino, visto sua grande produção e potencial poluidor.

Há formas de acelerar o processo de compostagem dos resíduos, entre elas, pode-se destacar a vermicompostagem, que consiste na inserção de minhocas durante o processo, e a compostagem com adição de micro-organismos eficientes (EM's), organismos específicos presentes na natureza que aceleram o processo de decomposição da matéria orgânica. Estes métodos podem reduzir o tempo de duração do processo em até 50% (HIGA e PARR, 1994).

Estes últimos destacam-se pelo fato de executarem o processo de compostagem e ao mesmo tempo exercerem o papel de aumentar a diversidade microbiana, melhorar a qualidade de solos, saúde, crescimento, rendimento e qualidade de culturas (HIGA e WIDIDANA, 1994).

O objetivo da compostagem é estabilizar os resíduos potencialmente poluidores transformando-os em material estável, rico em nutrientes. O emprego dos micro-organismos eficientes no processo de compostagem, também se justifica pelo fato de seu uso acelerar o processo da degradação de matéria orgânica. Na prática esta ação contribuirá com a rotina diária dos agricultores e pecuaristas no manejo dos resíduos, podendo reduzir o tempo da degradação de resíduos ocasionando em maiores quantidades de materiais estabilizados, reduzindo o tempo, espaço e energia gastos com o manejo destes.

Portanto, neste trabalho, buscou-se avaliar a compostagem da palha de cana-de-açúcar associada ao esterco bovino em reatores de bancada, com a adição de diferentes concentrações de EM's para acelerar a degradação da matéria orgânica e aumentar a eficiência do processo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o processo de compostagem de palha de cana-de-açúcar e esterco bovino com a adição de diferentes concentrações de EM's

2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Monitorar os parâmetros: temperatura, condutividade elétrica, pH, umidade, sólidos voláteis, nitrogênio total e carbono total no processo de compostagem dos resíduos;
- Quantificar as populações de bactérias Fermentadoras de Lactose, Bactérias heterotróficas e Actinomicetos nos diferentes tratamentos durante o processo de compostagem dos resíduos;
- Avaliar a eficiência de estabilização da matéria orgânica das diferentes concentrações de EM's utilizadas nos reatores de bancada.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS AGROPECUÁRIOS

A grande demanda de alimentos e produtos, gerados pelo crescimento populacional e econômico, exercem sobre os sistemas produtivos a necessidade do aumento de produção a fim de suprir o crescente consumo, sobretudo sobre sistemas agropecuários, que tendem a ampliar suas unidades de produção (VALENTE et al., 2009).

A agropecuária brasileira representa um importante instrumento de desenvolvimento econômico nacional. Segundo o Ministério da Agricultura (MAPA, 2013), a agropecuária brasileira encerrou o ano de 2013 com crescimento de 11,3% em relação a 2012. O agronegócio respondeu por quase um terço do crescimento do Produto Interno Bruto (PIB) em 2013. Pode-se observar na Tabela 1 a tendência de crescimento do agronegócio brasileiro nos últimos anos.

Tabela 1: Valores do PIB do Agronegócio Brasileiro (de 1994 a 2011)

| Ano | Agropecuária | |
|------|--------------|------|
| | R\$ Milhões | % |
| 1994 | 155.194,52 | 6,33 |
| 1995 | 159.056,63 | 6,21 |
| 1996 | 152.995,22 | 5,85 |
| 1997 | 150.819,92 | 5,58 |
| 1998 | 160.223,09 | 5,93 |
| 1999 | 160.040,89 | 5,90 |
| 2000 | 158.668,92 | 5,61 |
| 2001 | 165.961,68 | 5,79 |
| 2002 | 185.714,07 | 6,31 |
| 2003 | 207.673,48 | 6,98 |
| 2004 | 205.879,74 | 6,55 |
| 2005 | 185.805,41 | 5,73 |
| 2006 | 181.846,30 | 5,39 |
| 2007 | 204.000,51 | 5,70 |
| 2008 | 233.931,35 | 6,22 |
| 2009 | 217.416,04 | 5,80 |
| 2010 | 238.856,30 | 5,92 |
| 2011 | 264.274,49 | 6,38 |

Fonte: Adaptado Cepea-USP/CNA (2013).

Uma das características dos processos produtivos, principalmente os industriais, é que no processo de produção de bens de consumo ocorre a geração de resíduos, destacando-se os resíduos sólidos (ETHOS, 2012).

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), define-se:

“Resíduos sólidos como todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semi sólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010)”.

Segundo Bernardi (2011) a inadequada disposição dos resíduos sólidos pode resultar em problemas ambientais, tais como contaminação do solo, água e ar; e problemas relativos à saúde pública, associados a potencial presença de micro-organismos patogênicos (MANSO e FERREIRA, 2007).

Os sistemas agropecuários são responsáveis pela geração de grandes quantidades de resíduos, que possuem alta variabilidade de geração que constituem um problema de ordem social, econômica e ambiental (VALENTE et al., 2009).

Segundo Moraes (2012) dentro do contexto do agronegócio, na agricultura a cana-de-açúcar lidera o ranking da geração resíduos, contribuindo com cerca de 201 milhões de toneladas todos os anos, já no setor da pecuária o maior gerador é o gado de corte, responsável por 86% da geração de resíduos.

Os materiais descartados destes sistemas possuem muitas vezes a característica de serem ricos em nutrientes, de forma que a reciclagem e reutilização destes resíduos representam uma alternativa viável, principalmente o esterco de animais e restos de vegetais, ricos em matéria orgânica, de tal modo que seu uso na agricultura como condicionador das propriedades do solo e como fonte de nutrientes para as culturas tornam-se um atrativo (MELO et al., 2007).

Mariano (2010) destaca que a palha da cana-de-açúcar, empregada no enriquecimento do solo, traz equilíbrio e dá suporte para sustentar o crescimento dos micro-organismos pelo fato de que materiais de origem vegetal em sua constituição apresentam altos níveis de carbono. E o uso do esterco bovino empregado ao solo traz o aumento de estoques de N total, além de fornecer nutrientes como fósforo, potássio e enxofre e possuir grande disponibilidade e capacidade nutricional, justificando seu uso para enriquecimento do solo (CORTEZ, 2009).

3.2 CANA-DE-AÇÚCAR

Segundo a COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB, 2013) o Brasil é considerado o maior produtor mundial de cana-de-açúcar com produção anual em torno de 650 milhões de toneladas e com grande potencial de expansão de área plantada. No Paraná a safra 2012/2013 girou em torno de 53 milhões de toneladas.

Grande parte de seu cultivo é alavancado pela produção do biocombustível derivado da cana-de-açúcar. Segundo o Ministério da Agricultura

e Pecuária e Abastecimento (2009) em 2008 cerca de 40% da produção era destinada à produção de açúcar e 60% para o álcool, sendo que a tendência de crescimento da produção de biocombustível era de 7,4% ao ano (EMBRAPA, 2006).

A cana-de-açúcar pode gerar três componentes principais: caldo, bagaço e a palha. Em seu processo produtivo, focaliza-se tradicionalmente no caldo e no bagaço, deixando a palha como um resíduo, sem aproveitamento.

De modo geral para cada tonelada de cana processada, gera-se cerca de 140 Kg de palha (SANTOS e NOGUEIRA, 2012). Atualmente, grande parte da palha de cana é queimada, a fim de facilitar a colheita, reduzindo a utilização deste insumo que poderia se converter em um grande potencial nutricional (GEORGES, 2011). Além disso, o processo de queima é realizado sem o controle necessário, implicando em danos à saúde e ao ambiente pela dispersão de gases nocivos na atmosfera, além de material particulado (LOPES et al. 2007; BATTISTELLE et al., 2009).

A Lei Estadual nº 11.241/2002 do estado de São Paulo prevê que a queima de plantações de cana-de-açúcar deve ser eliminada até 2031, de forma a exigir destinação para este resíduo. No Paraná, a Resolução SEMA nº 076, de 20 de dezembro de 2010, dispõe sobre eliminação gradativa da despalha da cana-de-açúcar por meio da queima controlada. Estão previstos para áreas mecanizáveis a eliminação de 100% das queimas até o ano de 2025 e para áreas não mecanizáveis a eliminação completa é prevista para 2030 (SEMA, 2010).

Este material que antes era destruído se encontra passível de reaproveitamento. Desta forma, faz-se necessário a pesquisa de formas de aproveitamento deste resíduo, devido à grande produção da cana-de-açúcar no Paraná e no Brasil, com um mercado em constante expansão.

3.3 ESTERCO BOVINO

Outro importante resíduo gerado em quantidade elevada no Brasil e Paraná é o esterco bovino. Segundo o IBGE (2011), o efetivo nacional de bovinos chegou a 212,8 milhões de cabeças, em 2011, representando uma expansão de

2010 a 2011 de 1,6 %, sendo que as maiores concentrações se encontram no Centro-oeste, Norte e Sudeste. O Paraná representa 4% deste total, com cerca de 9,4 milhões de cabeças de gado (SEAB, 2013).

O esterco bovino é uma alternativa de biofertilização para pequenos produtores rurais, pois são materiais ricos em minerais. Segundo Manso e Ferreira (2007) cerca de 20% do peso de um boi de 468 Kg, corresponde a fezes e urina. Santos e Nogueira (2012) ressaltam a disponibilidade de nutrientes do esterco bovino, sendo que em sua constituição, cerca de 40% da massa é de nitrogênio, 15% de fósforo e 32% de potássio.

Porém, quando o esterco é mal gerenciado e fica exposto ao ambiente, pode representar riscos de acumulação de nutrientes no solo e águas, representando grande risco da contaminação provenientes da decomposição desses dejetos bovinos (PEIXOTO, 1986).

O principal problema ocorre para o gado confinado, em específico o leiteiro, em que o esterco é acumulado. Segundo o Departamento de Economia Rural (DERAL, 2012), o rebanho leiteiro brasileiro em 2011 foi de 23 milhões de vacas, sendo o Paraná o 3º no ranking nacional em produção de leite.

A exposição contínua de dejetos no solo pode proporcionar acúmulo de nutrientes e possivelmente sua migração vertical por infiltração, resultando em contaminação do lençol freático (SILVA et al., 2007).

Quando lançada em água, a matéria orgânica serve de alimento às bactérias decompositoras, que se reproduzem muito rapidamente consumindo o oxigênio da água. A redução da disponibilidade da matéria orgânica e o crescimento descontrolado das bactérias gera desequilíbrio no ambiente. O excesso de nutrientes na água também está associado ao crescimento excessivo de produtores primários, tais como algas, cianobactérias e macrofitas, podendo ocasionar o processo de eutrofização (ESTEVES, 1988).

Devido ao grande potencial poluidor do esterco bovino, e a sua grande produção, justificado pela tendência de aumento do mercado de gado de corte no Paraná, faz-se necessário o incentivo do tratamento deste resíduo, principalmente na forma de reciclagem, já que se pode utilizá-lo de forma benéfica para o meio ambiente, quando se trata do enriquecimento do solo por meio de seu uso na forma de adubo (ARAUJO et al., 2007).

3.4 COMPOSTAGEM

Na natureza, a degradação da matéria orgânica ocorre de forma natural e sem prazo definido. Para tornar esse processo mais eficiente desenvolveu-se a técnica da compostagem, que tem por finalidade acelerar com qualidade a estabilização da matéria orgânica, estabelecendo condições ambientais e parâmetros definidos (COELHO, 2008).

A compostagem se apresenta no contexto dos resíduos sólidos como uma ferramenta de tratamento dos resíduos orgânicos, além de representar uma forma de destinação ecologicamente sustentável, apresenta como resultado um material com capacidade para melhoramento do solo.

Segundo Fernandes e Silva (1996) a compostagem é praticada desde a História antiga até recentemente de forma empírica. No entanto, somente a partir de 1920, com Albert Howar, é que o processo passou a ser pesquisado cientificamente e realizado de forma racional.

A compostagem é um processo biológico aeróbio de biodegradação e biossíntese de moléculas orgânicas com produção de gás carbônico, água e biomoléculas que farão parte da constituição dos organismos envolvidos neste processo (Figura 1). Nele a matéria orgânica é transformada em material humificado e com propriedades e características diferentes do material que lhe deu origem (KIEHL, 1998; MELO et al., 2007; BERNARDI, 2011).



Figura 1: Fluxograma do processo simplificado da compostagem
Fonte: Fernandes e Silva (1996).

Para um processo completo de compostagem, é necessário que sejam controlados os parâmetros físico-químicos como temperatura, aeração, umidade, pH, além do controle inicial dos nutrientes, principalmente carbono e nitrogênio (relação C:N), que são fundamentais para que os micro-organismos encontrem

condições ideais para o seu desenvolvimento. Parte do carbono advindo dos carboidratos, encontrado na matéria orgânica, é utilizado pelos micro-organismos para obter energia e juntamente com o nitrogênio é utilizado para constituir as células microbianas (FERNANDES E SILVA, 1996; HEIDEMANN, 2007).

3.4.1 Temperatura

A temperatura é o fator que determina a eficiência do processo de compostagem e está diretamente relacionada com a atividade microbiológica. O metabolismo aeróbio dos micro-organismos em atividade é exotérmico, de forma que com o aumento da população microbiana é natural que ocorra o aumento da temperatura na leira de compostagem (BIDONE, 1999).

Melo et al. (2007) afirmam que durante o processo de transformação dos resíduos ocorrem duas fases distintas, a termófila onde ocorre a degradação ou bioestabilização dos resíduos originais e a fase de estabilização e cura (fase mesófila).

Na fase termófila ocorre o início do processo de degradação da matéria orgânica e a tendência é que, devido à intensa atividade microbiana e transformação dos resíduos, a temperatura no interior da leira se eleva, podendo atingir valores acima de 50°C. Este estágio é importante, pois é quando ocorre a morte de micro-organismos patogênicos, ovos de helmintos e outros agentes transmissores ou causadores de doenças.

Após a fase termofílica vem a fase de estabilização ou cura (fase mesófila), onde a temperatura tende a cair e se equilibrar com a do meio ambiente. A atividade microbiológica torna-se menos intensa e transformações de origem química, tais como polimerização de moléculas orgânicas, prevalecem (FERNANDES E SILVA, 1996; MELO et al., 2007; BERNARDI, 2011). O processo de compostagem dos resíduos, segundo o comportamento da temperatura pode ser observado na Figura 2.

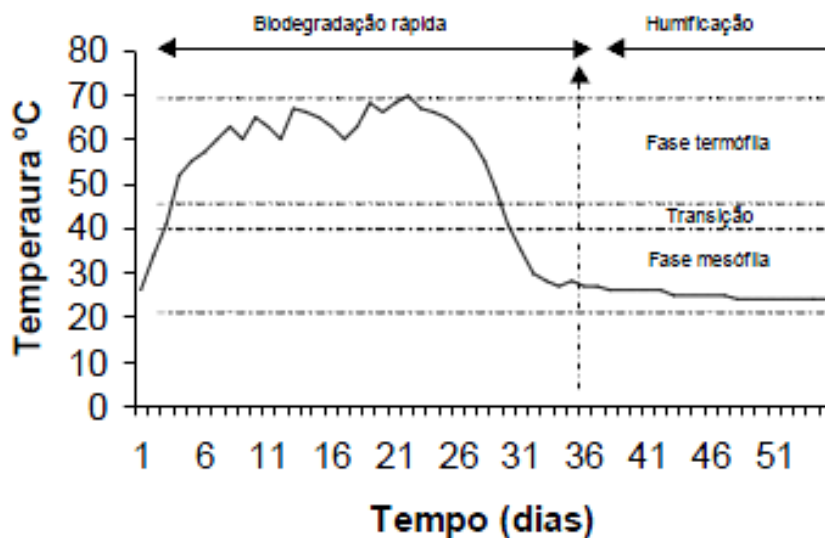


Figura 2: Evolução do comportamento da temperatura em processo de compostagem.

Fonte: Fernandes e Silva (1996, p. 11).

Bernardi (2011) ressalta que o sistema em processo de compostagem deve atingir temperaturas de 40 a 60°C nos primeiros dias de atividade, como indicador de condições satisfatórias de equilíbrio de nutrientes.

Também é importante que o monitoramento da temperatura seja executado, pois a matéria orgânica em processo de compostagem pode passar de 70°C. Na fase termófila é essencial que os resíduos atinjam altas temperaturas para garantir que os micro-organismos patogênicos sejam destruídos, porém após atingir esta temperatura é necessário que ela se estabilize entre 23 e 45°C, fase mesófila. Temperaturas acima disso podem prejudicar outros micro-organismos benéficos, como os EM's, e responsáveis por degradar a matéria orgânica até que ela se estabilize (FERNANDES e SILVA, 1996).

O controle da temperatura é realizado por meio de revolvimento do material e/ou controle da umidade (GOMES, 2001).

3.4.2 Aeração

A aeração é um dos parâmetros chave no controle das atividades dos resíduos em compostagem, já que influencia na temperatura, excesso de umidade e fornecimento de O₂ para as atividades microbiológicas. Na compostagem os micro-organismos predominantes são aeróbios, ou seja, necessitam do oxigênio para sobreviver e executar seu metabolismo (CARLI, 2010).

Segundo Gomes (2001) o oxigênio presente na compostagem tem por finalidade manter o processo aeróbio, fornecendo o oxigênio necessário ao metabolismo durante as atividades microbiológicas, remover a umidade excessiva da massa de compostagem e calor, evitando temperaturas muito elevadas.

Em casos de pouca aeração, a disponibilidade de oxigênio pode baixar, a decomposição da matéria orgânica pode ser executada por micro-organismos anaeróbios. Herbets et al. (2005) ressaltam que a ocorrência de processos de anaerobiose na pilha de compostagem pode gerar acidificação do material, e o produto resultante se tornará um composto de baixa qualidade. Existe ainda o seguinte problema, durante o processo de degradação pode ocorrer a liberação de substâncias de odor desagradável, o que pode atrair insetos indesejáveis. Carli (2010) resalta a formação de mercaptanas, gás sulfídrico, aminas e ácidos voláteis em processos anaeróbios de compostagem podendo gerar aspectos não desejáveis, tal como o mal cheiro.

Nos processos metabólicos sem oxigênio, a velocidade das reações são mais lentas do que na aerobiose, assim influenciando na velocidade do processo de degradação da matéria orgânica. É necessário fornecer ar a qualquer material em compostagem para assegurar o oxigênio necessário à decomposição orgânica sem que este se torne um fator limitante (GOMES, 2001; MADIGAN, 2004).

3.4.3 Umidade

Fernandes e Silva (1996) apontam que a umidade nos resíduos em compostagem representa o teor de água contido nos poros dos materiais

presentes, sendo fundamental para o seu desenvolvimento, pois os processos biológicos de degradação exigem a presença de água para as necessidades fisiológicas dos micro-organismos. Na compostagem a umidade do material é o parâmetro que corresponde à disponibilidade de água para os micro-organismos (GOMES, 2001).

Segundo Gomes (2001) a correção da umidade pode ser efetuada por simples irrigação do material com água, ou misturando outro resíduo orgânico de elevado teor em umidade. Porém, deve-se tomar o cuidado para não ocasionar o excesso de água no composto ou a sua escassez.

O controle da umidade deve ser executado de forma que atenda uma faixa de 50 a 60%. Teores de umidade acima de 65% exercem resistência na passagem do oxigênio entre os espaços vazios, podendo gerar zonas de anaerobiose. Misturas de resíduos que apresentem baixos teores de umidade, abaixo de 40%, acabam inibindo a atividade microbiana, pois como em qualquer outro processo biológico, a água é essencial para o metabolismo, desta forma a sua escassez acaba interferindo no processo de degradação da matéria orgânica (FERNANDES e SILVA, 1996; CARLI, 2010; BERNARDI, 2011).

O processo de assimilação de nutrientes pelos micro-organismos ocorre através das suas paredes celulares, quando estes são encontrados na forma dissolvida. Assim, para que possam ocorrer as atividades metabólicas de degradação da matéria orgânica, é necessário fornecer umidade ao meio de compostagem (GOMES, 2001)

A umidade é um parâmetro fundamental não só no processo de compostagem, mas também na qualidade do produto final, visto que um composto sem excesso de umidade é mais fácil de manusear, não desenvolve maus cheiros decorrentes na anaerobiose, sendo a secagem do composto um passo fundamental no acondicionamento e utilização do composto (HEIDEMANN et al., 2007)

Para determinar o grau de decomposição da matéria orgânica no processo de compostagem é possível utilizar alguns testes simples e rápidos que utilizam, por exemplo, a umidade como indicativo. Estes testes são importantes para a prática cotidiana de observação dos processos (KIEHL, 2004FLAVI). O conhecido “teste da mão” permite avaliar e acompanhar o processo. De acordo com Schnorr (2010), ele consiste em “humidificar e esfregar um pouco do

composto entre as palmas das mãos”, assim se o composto estiver pronto, deixará as mãos sujas soltando-se facilmente (Figura 3).

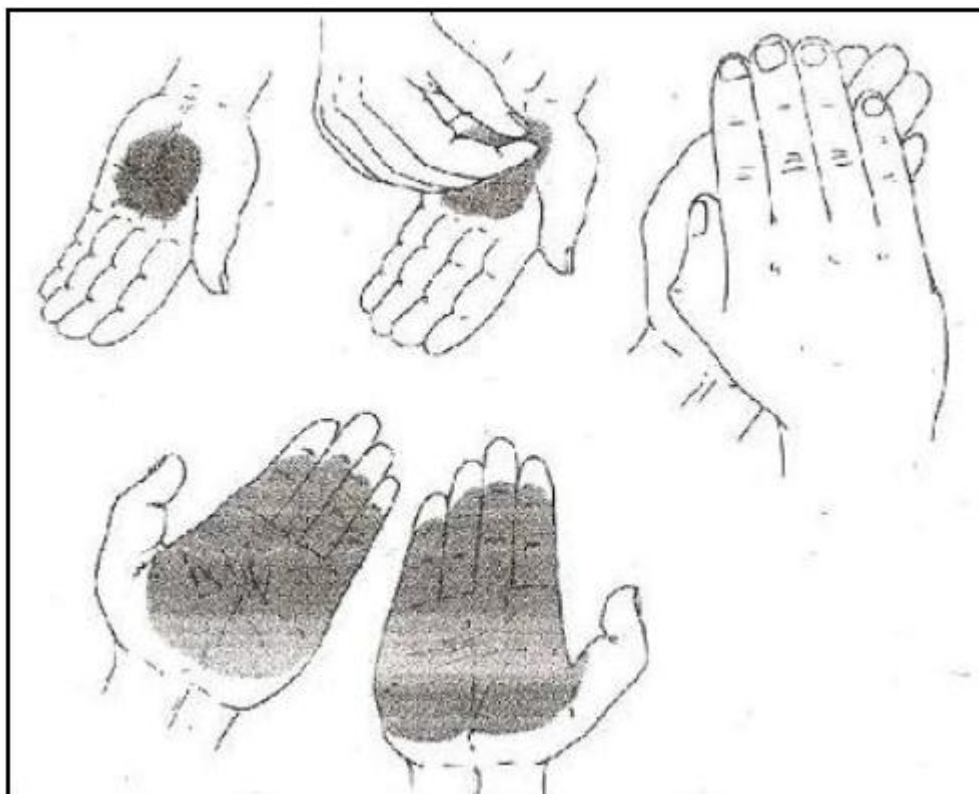


Figura 3: Demonstração do teste da mão para avaliar o grau de decomposição da matéria orgânica.
Fonte: Kiehl (1985).

3.4.4 pH

Para muitos pesquisadores (BERNARDI, 2011; CARLI, 2010, FERNANDES e SILVA, 1996) o pH não representa um fator crítico no processo de degradação da matéria orgânica. Sabe-se que no início da compostagem a tendência é que ocorra uma leve queda no pH, resultante da formação de ácidos orgânicos na decomposição, seguido de uma rápida elevação na fase termófila, característica da hidrólise das proteínas e liberação de amônia para posterior redução e estabilização, que gira em torno do pH 7,0.

O pH é um parâmetro de interesse microbiológico, existindo faixas que podem inibir ou acelerar o desenvolvimento de uma espécie. Como por exemplo, se o pH da mistura de resíduos for de tal forma que se desvie muito do pH neutro,

faixa de atividade ideal para atividade de micro-organismos heterotróficos, pode ocorrer a inibição da atividade dos mesmos, porém faixas de pH baixo são ideais para o desenvolvimento de fungos. Desta forma, o pH pode variar no processo de compostagem, podendo determinar o predomínio de determinado grupo de micro-organismo no processo (FERNANDES e SILVA, 1996).

De qualquer forma, se a relação C:N for conveniente, verifica-se um fenômeno auto-regulador do pH, efetuado pelos micro-organismos no decorrer do processo (BIDONE e POVINELLI, 1999).

3.4.5 Relação C:N

A relação Carbono:Nitrogênio (C:N) interfere diretamente no tempo e qualidade do processo de compostagem. Segundo Bidone e Povinelli (1999) carbono e nitrogênio são utilizados, principalmente, para a síntese de proteínas na formação dos micro-organismos.

A relação ideal é que os resíduos forneçam 30 partes de carbono para 1 parte de nitrogênio. Esta relação é determinada para que exista eficiência na atividade dos micro-organismos existentes no processo, desta fração, dois terços do carbono, proveniente dos carboidratos na matéria orgânica, é desprendido na forma de dióxido de carbono, produto remanescente do processo de respiração para se obter energia e o outro um terço do carbono juntamente com o nitrogênio é utilizado para constituir as células microbianas (SILVA et al., 2009; OLIVEIRA, 2008).

O controle desta relação faz-se necessário já que seu excesso ou falta podem comprometer o processo de compostagem. Carli (2010) ressalta que relações muito baixas de C:N implicam na perda de nitrogênio sob forma de amônia, exigindo uma correção com a adição de resíduo como fonte de carbono, no caso a palha. Relações de C:N muito elevadas, relacionada à escassez de nitrogênio, irá interferir na atividade metabólica dos micro-organismos que encontrarão dificuldade de o obter em quantidade suficiente, prejudicando a síntese de proteínas e limitando o desenvolvimento da comunidade microbiológica.

Segundo Maragno (2007) a relação C/N é um fator determinante que afeta a qualidade do composto e do processo de compostagem, já que o principal objetivo é criar condições para fixar nutrientes de modo a serem posteriormente utilizados como adubo. Durante a compostagem a degradação da matéria orgânica leva a redução do carbono orgânico. O nitrogênio total aumenta em virtude da mineralização, conseqüentemente ocorre a diminuição da relação C/N. Segundo Kiehl (1998) o valor ideal de C/N para o final do processo de compostagem é de 10:1.

3.5 MICRO-ORGANISMOS NA COMPOSTAGEM

Existe uma organização complexa de organismos envolvida em uma cadeia alimentar dentro do processo de compostagem. Nela cada grupo especializa-se e desenvolve-se numa atividade específica.

Todos trabalham em um balanço populacional que se auto-regula dentro do sistema, o que aumenta a eficiência do processo. Valente et al. (2009) ressaltam que o entendimento dos processos microbianos é importante para o conhecimento da ciclagem de nutrientes e da dinâmica da matéria orgânica, já que se sabe que a intensidade da atividade dos micro-organismos decompositores nos processos de compostagem está intimamente ligado à velocidade do processo. A degradação dos compostos orgânicos durante a compostagem é iniciada predominantemente por uma comunidade diversificada de micro-organismos, tais como bactérias, actinomicetos, fungos entre outros (HASSEN et al., 2002; SCHUCHARDT, 2005).

De modo geral, as bactérias são responsáveis pela quebra inicial da matéria orgânica, o que gera a liberação de calor na compostagem (fase termófila), os fungos são responsáveis por sintetizar enzimas específicas que quebram os compostos ricos em carbono e por último, os actinomicetos, responsáveis por quebrar os compostos complexos os quais fungos e bactérias não degradaram (CARNEIRO, 2012).

3.5.1 Micro-organismos Eficientes (EM's)

Dos organismos presentes na compostagem, existem aqueles que têm maior importância, como os micro-organismos eficientes (EM's) (bactérias fermentadoras de lactose, fungos, leveduras e actinomicetos), devido ao papel que desempenham, responsáveis pela degradação da matéria orgânica no ambiente (HIGA e WIDIDANA, 1991). A principal vantagem da compostagem com o uso de EM's é a aplicação de concentrações elevadas destes organismos, executando o processo de forma mais rápida e eficiente.

Os EM's consistem em uma mistura de micro-organismos benéficos, que são encontrados naturalmente no ambiente. Eles podem ser aplicados para aumentar a diversidade microbiana, melhorar a qualidade de solos, saúde, crescimento, rendimento e qualidade de culturas (HIGA e WIDIDANA, 1991).

Os EM's foram utilizados inicialmente pelos praticantes da Agricultura Natural Messiânica. Este método agrícola, criado por Mokiti Okada em 1935, baseia-se no fato de trabalhar o solo seguindo os princípios da natureza. No início da década de 70 o Dr. Teruo Higa, professor da Universidade de Ryukyus (Japão) começou pesquisas científicas a respeito dos EM's. O objetivo era melhorar a utilização da matéria orgânica na produção agrícola e para isto realizou várias experiências com EM's, em várias regiões do Japão, obtendo resultados satisfatórios (OLIVEIRA, 2006). Segundo Higa e Parr (1991) EM's contêm espécies selecionadas de micro-organismos, onde coexistem em relações de mutualismo.

Os EM's podem ser utilizados em diversos processos tais como reabilitação de solos, aplicação em plantações, e principalmente no saneamento ambiental, como na decomposição de resíduos pela compostagem e efluentes, onde agirão de forma a decompor a matéria orgânica, sem produção de odores, servir como predadores de micro-organismos nocivos, e tornam o processo de compostagem mais rápido (4 a 6 semanas) (HIGA e PARR, 1991; BONFIM et al., 2011).

Os EM's consistem basicamente em quatro tipos de micro-organismos, Bactérias Fermentadoras de Lactose, Bolores, Leveduras e Actinomicetos.

Dentro do grupo de EM's as bactérias fermentadoras de lactose, são responsáveis por produzirem ácido láctico, o qual possui a propriedade de controlar a população de alguns micro-organismos. Segundo Santos (2000) as bactérias Fermentadoras de Lactose são responsáveis pela produção de substâncias bacteriostática e bactericida produzidas por fermentos lácticos no processo de transformação dos açúcares solúveis do material orgânico.

Neto et al. (2005) ressaltam sua importância na inibição de organismos patogênicos que possam estar presentes na compostagem pelo uso de esterco animal como resíduos.

Elas são importantes no processo de compostagem, pois decompõem, através da fermentação da matéria orgânica, os açúcares, amidos, proteínas e outros compostos orgânicos transformando em nutrientes que podem ser utilizados por outros organismos (OLIVEIRA, 2006; CARLI, 2010).

Os Bolores e Leveduras são responsáveis por sintetizarem enzimas na compostagem. As enzimas são proteínas especiais que catalisam reações químicas em todos os sistemas biológicos, desempenham importante papel na degradação da matéria orgânica rica em carbono, tais como celulose, lignina e hexoses (CARLI, 2010; OLIVEIRA, 2006; HIGA e WIDIDANA, 1991). Portanto, possuem grande importância na ciclagem de nutrientes nos ambientes naturais, de forma que os mais distintos tipos de enzimas degradativas, secretadas por estes micro-organismos presente no ecossistema terrestre, possibilitam a disponibilidade de nutrientes que sustentam a vida de outros organismos (FARIAS, 2008).

E por último os actinomicetos, os quais segundo Carli (2010), são bactérias gram-positivas, aeróbias, que constituem um grupo de micro-organismos com características intermediárias entre fungos e bactérias, tendo forma semelhante a de fungos, com temperatura ótima de crescimento de 55°C e inibição a 28°C (OLIVEIRA, 2003).

Actinomicetos são numerosos no processo de compostagem e desempenham importantes funções na sua decomposição, relacionada à habilidade de degradar moléculas complexas, os quais fungos e bactérias não são capazes, tais como fenóis, quitina e parafinas (OLIVEIRA, 2003). Além de controlar a população de fungos e bactérias patogênicas, devido a produção de antibióticos, estes organismos têm a capacidade de solubilizar a lignina a CO₂,

sendo associado a formações de húmus (OLIVEIRA, 2006; CARLI, 2010; OSAKI, 2008; OLIVEIRA, 2003).

Os EM's e outros micro-organismos vêm sendo utilizados no tratamento de resíduos sólidos. Mwegoha (2012), em estudo de tratamento de resíduos contaminados com piretro, utilizou doses de 1:250, 1:500 e 1:1000 de EM's em reatores de 4 L de capacidade, observou o processo de compostagem durante o período de 34 dias. Constatou reduções da relação C/N de 30/1 para 15/1 para o tratamentos de dose 1:250. Cariello et al. (2007) em estudo utilizando pilhas de compostagem de 1 m³ e cerca de 160 Kg cada, aplicando 2 L.m⁻³ de *Pseudomonas* e *Bacillus* e seus tratamentos, observaram o processo durante 84 dias e constataram redução de valores de C:N de 30/1 para 15/1 e 17/1.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Londrina e na residência do aluno. Os reatores de compostagem foram instalados em local protegido e arejado, ambiente abrigado da interferência externa, como chuva, insolação, vento e presença de insetos, que pudessem alterar os resultados dos experimentos. As análises físico-químicas e microbiológicas, foram realizadas nos laboratórios de Saneamento e de Microbiologia Ambiental, respectivamente. As etapas que configuraram este estudo estão representadas na Figura 4.

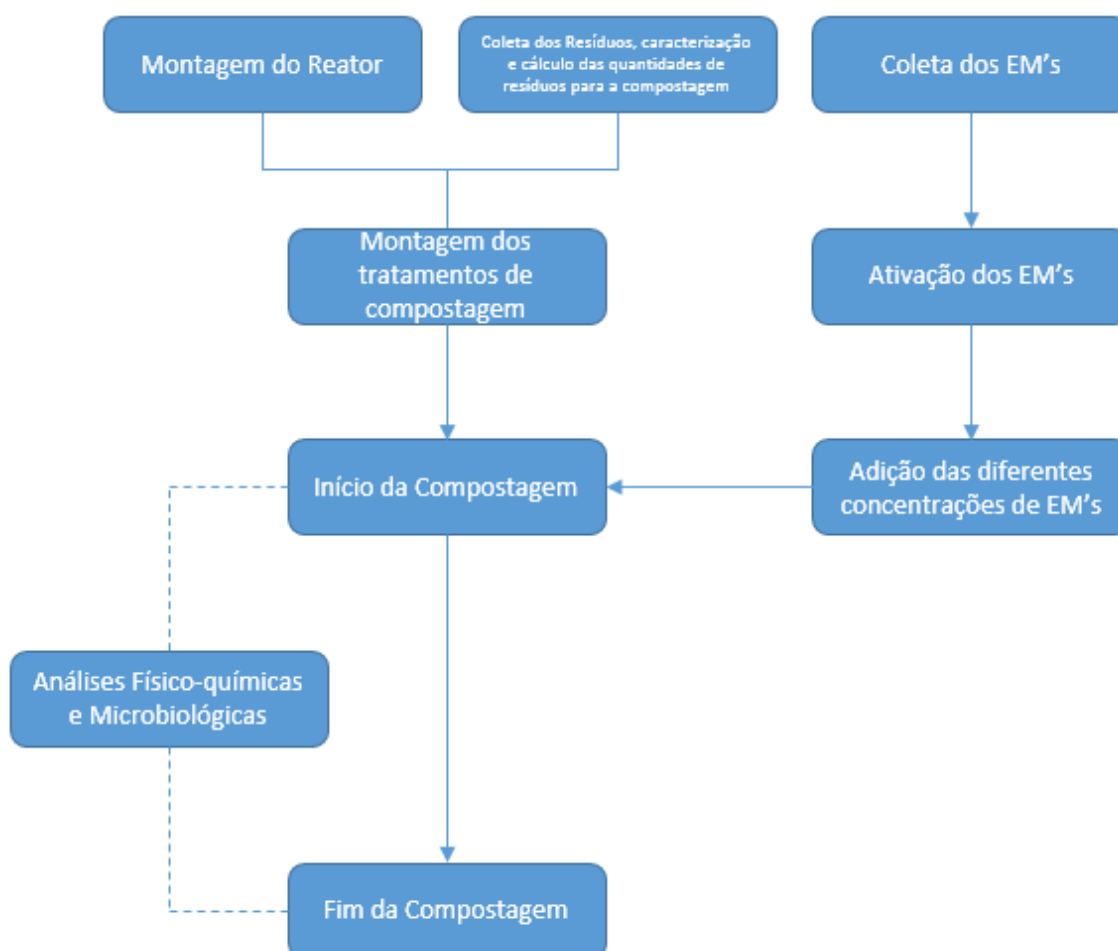


Figura 4: Fluxograma das etapas do experimento.
Autor: Autoria própria.

4.1 MONTAGEM DO REATOR DE COMPOSTAGEM

Para o desenvolvimento deste projeto, a compostagem foi realizada em reatores construídos com cap e tubo de PVC com dimensões de 0,35m de comprimento e diâmetro de 0,25m, com um volume total de 17L, o equivalente a 15L úteis.

O recipiente teve suas laterais e o cap de PVC (que fechava o fundo) perfurados para possibilitar a aeração, escoamento do excesso de água e chorume eventualmente formado (Figura 5).



Figura 5: Visão geral do reator (A) e CAP perfurado (B).
Fonte: Autoria própria.

4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS UTILIZADOS

Os resíduos que foram utilizados para o processo de compostagem foram a palha de cana-de-açúcar triturada (fonte de Carbono) Figura 6 - A e o esterco de bovinos (fonte de Nitrogênio) Figura 6 - B, ambos gerados na propriedade rural Fazenda Santa Sofia localizada na cidade de Pitangueiras – PR.

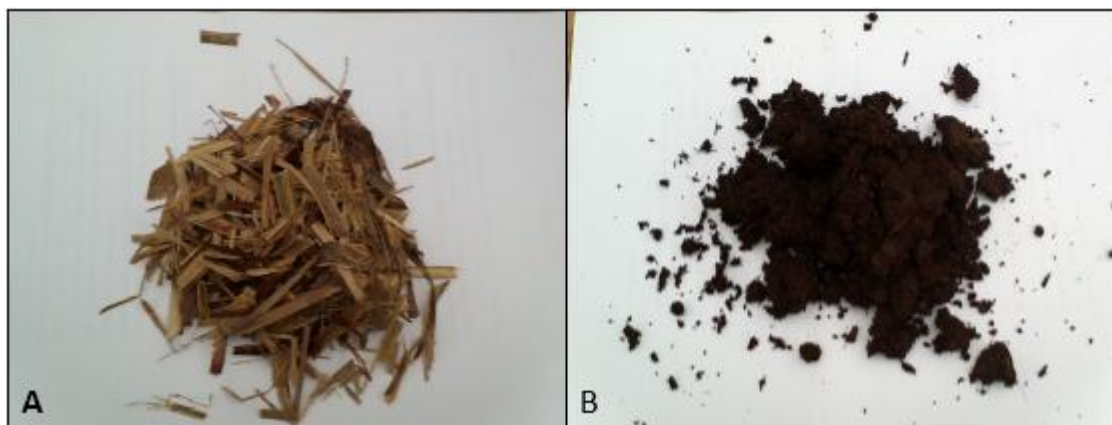


Figura 6: Resíduos utilizados no experimento (A) palha de cana-de-açúcar, (B) dejetos bovinos.

Fonte: Autoria própria.

Para o cálculo da quantidade de resíduos de palha de cana-de-açúcar e esterco que seriam colocados no reator foi necessário realizar a caracterização inicial dos resíduos, descrita na Tabela 2.

Tabela 2: Caracterização inicial dos resíduos.

| Resíduo | % carbono | % nitrogênio | % umidade | Densidade (Kg L ⁻¹) |
|-------------------------|-----------|--------------|-----------|---------------------------------|
| Esterco bovino | 31,43 | 1,52 | 70 | 37,6 |
| Palha de cana-de-açúcar | 40,88 | 0,24 | 8 | 453,5 |

A partir dos resultados da caracterização inicial dos resíduos e buscando-se iniciar o processo com relação C/N 30:1, utilizou-se a Equação 1 proposta por Kiehl (2008) para determinar a quantidade de palha para cada um kg de dejetos.

$$((30 * Nm) - (Cm)) / ((Cc) - (30 * Nc)) \quad (1)$$

Onde:

Nm: teor de nitrogênio do resíduo rico em N;

Cm: teor de carbono do resíduo pobre em C;

Cc: teor de carbono do resíduo rico em C;

Nc: teor de nitrogênio do resíduo pobre em N.

O resultado foi de 1,23 Kg de palha de cana-de-açúcar para cada 1 kg de esterco bovino.

Com as quantidades de resíduos necessárias para cada tratamento obtidas pela Equação 1 e a umidade advinda da caracterização inicial do material, obteve-se a quantidade necessária de cada resíduo para cada leira, corrigindo-se a umidade. Para isso utilizou-se a Equação (2):

$$X^1 = (U * (\%R * 30)) + (\%R * 30) \quad (2)$$

X: Quantidade total de resíduo;

U: Umidade do resíduo obtida na caracterização inicial (Tabela 1);

%R: Porcentagem de resíduo (Tabela 1).

Realizando a correção dos resultados visto que 70% do dejetos bovino é composto de água, e 8% de umidade na palha, obteve-se que seriam necessários 1,33 Kg de palha e 3,33 Kg de esterco bovino para estabelecer a relação 30:1.

Pelo fato do reator de compostagem possuir volume fixo, de 15 L úteis, foi necessário transformar a massa de resíduos em um volume equivalente que satisfizesse a relação 30:1 e não ultrapassasse o volume limite do reator. Desta forma, utilizou-se da densidade específica de cada resíduo (Tabela 2), e obteve-se o valor de 0,46 Kg de palha e 1,22 Kg de esterco bovino em cada reator.

4.2 COLETA E ATIVAÇÃO DE MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES (EM's)

Para o desenvolvimento deste estudo foi utilizado como referencial para a obtenção dos EM's o Caderno dos Micro-organismos Eficientes (BONFIM et al., 2011, p. 11)

Para a captura dos EM's foi necessário aproximadamente 700 gramas de arroz sem sal, que foram preparados com água sem cloro. O arroz cozido foi posto em uma bandeja de plástico com perfurações no fundo a fim de evitar o acúmulo de água e coberto com tela fina (sombrite) visando proteger o conteúdo de predadores ou ação de intempéries, como vento e chuva.

O local onde foi colocada a bandeja com arroz para a captura dos EM's foi em mata nativa. Para este fim escolheu-se uma propriedade rural a 5 km do distrito da Warta – PR, com acesso pela rodovia PR-545 a 23°10'56"S e 51°12'46"O (Figura 7).



Figura 7: Local da captura dos micro-organismos eficientes em mata nativa
Fonte: Google Earth, 2013

No local onde permaneceu o recipiente com arroz para captura dos EM's, foi retirado a serapilheira que cobre o solo e colocado sobre a bandeja para aproveitar a microbiota natural do ambiente. O período de captura durou aproximadamente 15 dias e após esse período as partes em que houve crescimento de micro-organismos de coloração rosada, azulada, amarelada e alaranjada foram aqueles identificados como os micro-organismos eficientes, e seguiram para o procedimento de ativação.

Para a ativação dos EM's se distribuiu-se o arroz com crescimento de micro-organismos capturados em 1 garrafa PET de 20 litros, os quais foram homogenizados com 1 L de caldo de cana-de-açúcar e água sem cloro até completar o volume de 20 L.

Por um período de 10 a 20 dias a garrafa foi deixada no laboratório de Microbiologia da UTFPR/Londrina e neste período todos os dias era liberado o gás produzido decorrente da ação dos micro-organismos sobre a matéria orgânica. Depois deste período os EM's apresentaram uma coloração alaranjada

com cheiro doce agradável. O processo de coleta e ativação pode ser visualizado na Figura 8.

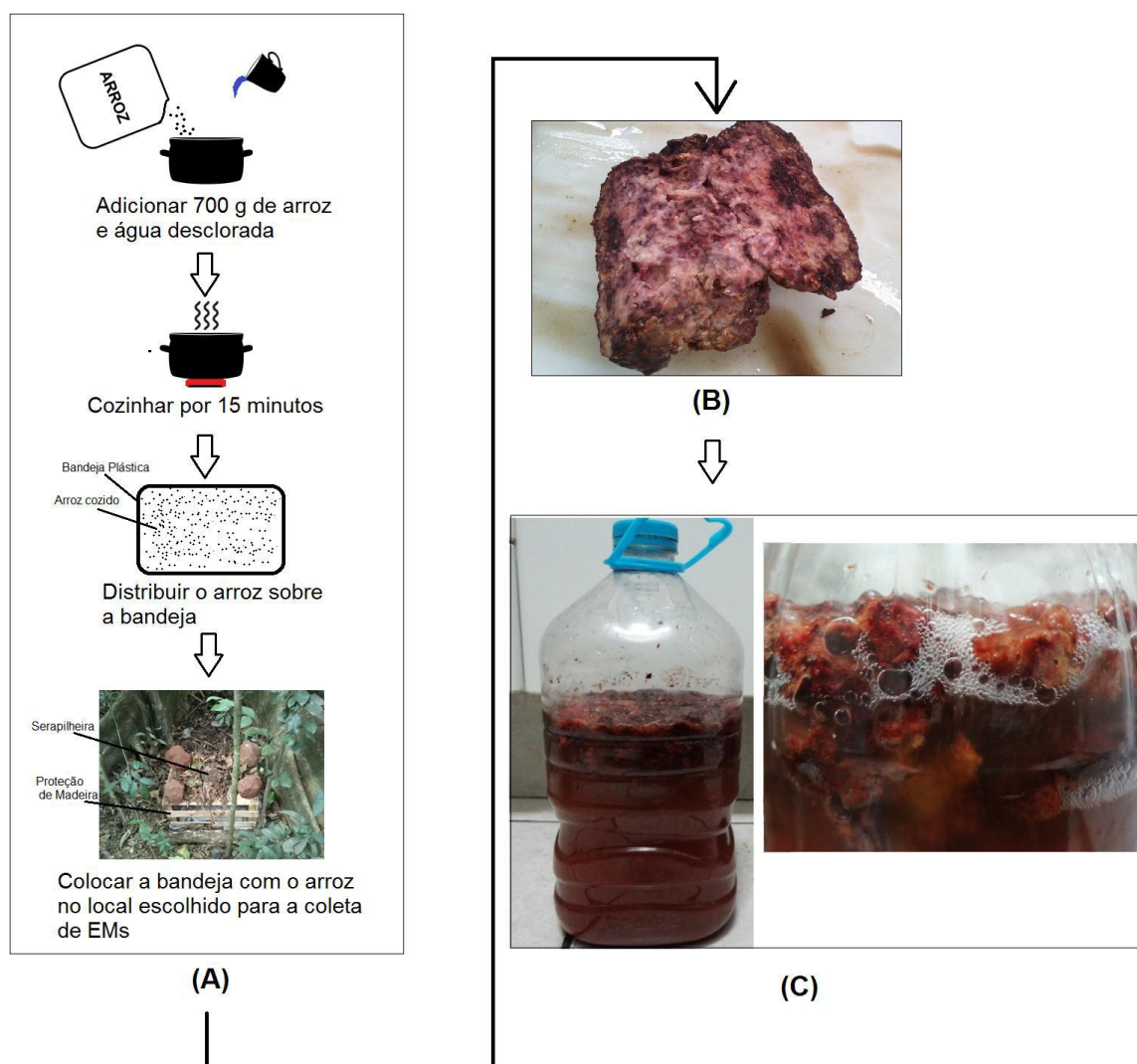


Figura 8: Processo de obtenção e ativação dos EMs.

Nota: (A) Procedimentos executados para captura dos EMs; (B) Aspecto do arroz contendo os EMs antes da ativação; (C) Detalhe da ativação dos EMs em caldo de cana-de-açúcar.

Autor: Nakagawa, 2013.

Após o processo de ativação foi realizada a caracterização microbiológica dos EM's para se determinar a quantidade de UFC/mL. Para isto, foi coletado uma amostra de 10 mL da solução contendo os EM's e homogeneizada em erlenmeyer contendo 90mL solução salina (0,85%), considerada a primeira diluição (10^{-1}). Após, realizou-se diluição seriada, retirando 1 mL da solução salina com EM's e colocando em 9 mL de solução salina, sendo esta a segunda diluição (10^{-2}). Por

sua vez, desta retirou-se 1 mL e levou-se 9 mL de solução salina (10^{-3}), até atingir concentração de 10^{-5} (Figura 9).

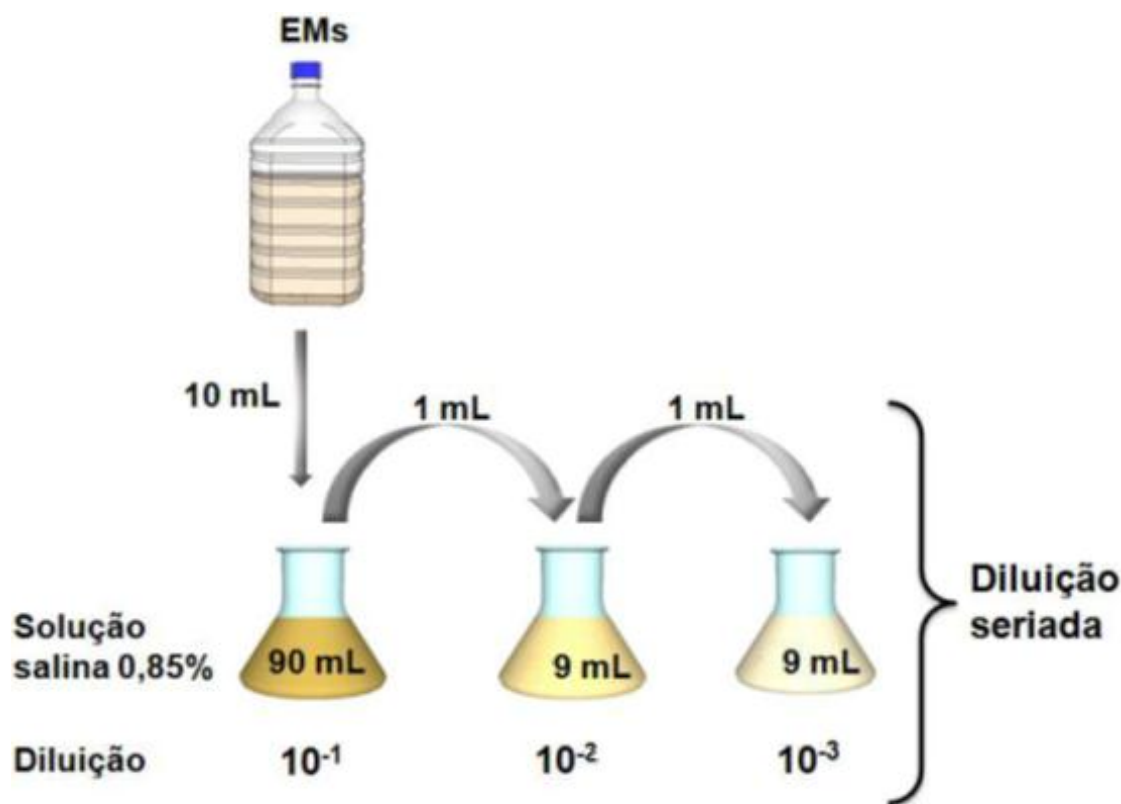


Figura 9 – Procedimento de diluição seriada para realizar a caracterização de EM's.
Fonte: Adaptado Nakagawa, 2013.

Dos tubos contendo as diluições foram retirados, com auxílio de pipeta automática, 0,5 mL das diluições de 10^{-3} , 10^{-4} e 10^{-5} espalhadas, com uso de swab estéril, em placas de Petri contendo meio específico.

Os meios específicos que foram utilizados para o isolamento de Bactérias Heterotróficas, Actinomicetos e Bactérias Fermentadoras de Lactose foram o meio Batata Dextrose Agar (PCA) ($36^{\circ}\text{C}\pm 1$), meio sólido Amido Caseína (AC) ($36^{\circ}\text{C}\pm 1$) e o meio Agar MRS ($36^{\circ}\text{C}\pm 1$) respectivamente. Após os períodos de incubação, foram observados o crescimento em placa e procedeu-se a contagem das unidades formadoras de colônias (UFC) para quantificação dos micro-organismos.

Para o cálculo de Unidades Formadoras de Colônias (UFC), utilizou-se a Equação 3, que levou em consideração o número de colônias contadas, o valor da diluição e o fator de correção da quantidade amostrada.

$$UFC = n^{\circ}decol\tilde{o}nias * 10^{x*} * 2^{**} \quad (3)$$

* x = valor da diluição;

** Fator de correção de 0,5 para 1,0ml.

Na Tabela 3 pode-se observar os resultados encontrados para a contagem dos micro-organismos eficientes.

Tabela 3: Concentração dos micro-organismos estudados presentes na solução contendo os EM's.

| Tratamento | Concentração de micro-organismos (UFC/mL) | | |
|------------|---|------------------------------------|---------------|
| | Bactérias Heterotróficas | Bactérias Fermentadoras de Lactose | Actinomicetos |
| EM's | $2,00 * 10^7$ | $2,97 * 10^6$ | $1,2 * 10^6$ |

4.3 MONTAGEM DOS TRATAMENTOS

Posteriormente à montagem dos reatores, coleta e caracterização dos resíduos utilizados e captura e ativação dos EM's, executou-se a montagem dos tratamentos de compostagem. Nos reatores os materiais foram dispostos em camadas intercaladas como apresentado na Figura 10.

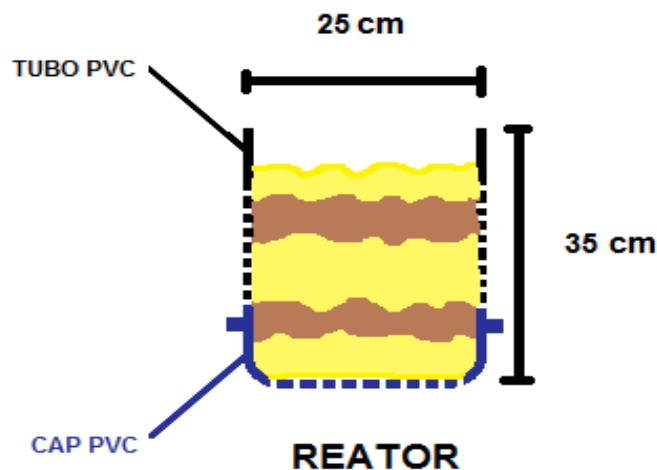


Figura 10: Vista de corte lateral do reator de compostagem

Nota: a palha está representada pela cor amarela e o esterco pela cor marrom.

Fonte: Autoria própria.

Ao todo foram montados quatro reatores, sendo um controle (B) e três com a adição de quantidades diferentes de EM's

As concentrações de aplicação foram baseadas na pesquisa de Mwegoha (2012), utilizando EM's para compostagem de Pyrethrum. No referido estudo foram utilizadas concentrações (EM's/Volume de água) de 1/250, 1/500, 1/1000. Devidos às dimensões diminutas dos reatores estudados neste trabalho de conclusão de curso, adaptou-se para as relações de 1/25, 1/50 e 1/100 (EM's/Volume de água destilada). Optou-se por elevar a concentração da solução de micro-organismos adicionada para propiciar a condição de excesso de EM's nos resíduos, visto que eles já se encontram no ambiente natural. Desta forma pode-se avaliar de fato se o aumento da quantidade de EM's na compostagem a torna mais eficiente.

Tabela 4: Quantidade de EM's/águas das diluições aplicadas aos tratamentos de compostagem.

| Tratamento | Quantidade de EM's (L) | Quantidade de água (L) | Concentração EM (%) |
|------------|------------------------|------------------------|---------------------|
| B | 0 | 0,4 | 0 |
| T25 | 0,1 | 0,3 | 25 |
| T50 | 0,2 | 0,2 | 50 |
| T100 | 0,4 | 0 | 100 |

Outro fator importante foi a quantidade de água que o composto poderia suportar sem que houvesse percolação e lavagem do material. Desta forma, experimentalmente, constatou-se que a mistura de resíduos admitia 0,4 L sem a ocorrência de percolação, sendo que as diluições foram preparadas em função deste volume. Pode-se visualizar com detalhes na Tabela 4 as quantidades de EM's /água, para as diferentes diluições de EM's aplicadas nos tratamentos e a representação do conjunto de reatores montados na Figura 11.

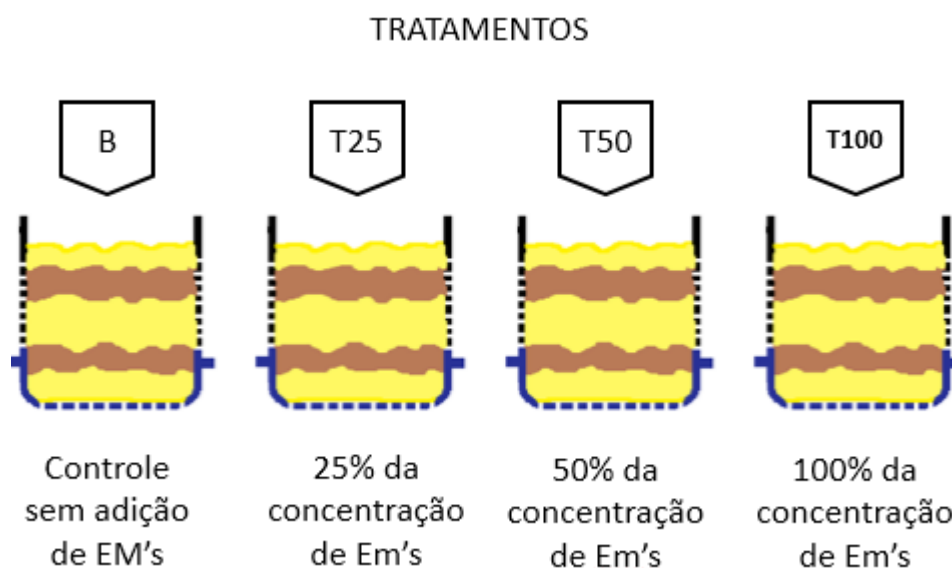


Figura 11: Identificação do diferentes tratamentos e respectivas quantidades de EM's aplicados.

Fonte: Autoria própria.

4.4 OPERAÇÃO

A operação da compostagem em reatores desta pesquisa foi baseada no trabalho de Melo et al. (2007) e no manual Prático para a Compostagem de Biossólidos (FERNANDES E SILVA, 1996) tendo duração de 50 dias.

A temperatura ambiente e do interior dos reatores foi monitorada diariamente com o uso de termohigrômetro e termômetro digital tipo espeto, respectivamente.

O revolvimento dos resíduos no interior dos reatores foi executado manualmente, com o devido uso de luvas de látex. Esta operação se repetiu a cada três dias.

O controle de umidade foi realizado manualmente: uma porção de resíduos era espremida na mão, e executado conforme a necessidade de se adicionar água, quando os resíduos estivessem secos (KIEHL, 1996). Cada reator foi umedecido, com o auxílio de um regador, com volume controlado de água sem cloro. Para a determinação do volume a ser adicionado, adotou-se o volume de 0,4 L estabelecido no item 4.3.

Foi executado o procedimento de recirculação do excesso de água e chorume que foi gerado nos reatores uma vez que o líquido percolado pode conter nutrientes e micro-organismos. Desta forma, estes não seriam descartados e sim reintroduzidos no sistema de compostagem.

Os EM's foram adicionados aos reatores de compostagem no início do experimento, com as concentrações definidas no item 4.3.

4.5 ANÁLISES E MONITORAMENTO DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Para monitorar o processo de compostagem no reator foram executadas análises físico-químicas e microbiológicas. Estas análises tiveram a finalidade de caracterizar os resíduos em compostagem e acompanhar o desenvolvimento da comunidade microbiana (Bactérias Heterotróficas, Bactérias Fermentadoras de Lactose e Actinomicetos) e o comportamento das variáveis físicas (temperatura

e umidade) e químicas (pH, condutividade, sólidos voláteis, carbono total e nitrogênio total) diante das mudanças de composição e de estado dos resíduos ao longo do processo.

4.5.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises físico-químicas foram realizadas nos tempos 0, 8, 22, 34 e 50 dias, seguindo as metodologias descritas em EMBRAPA (1997); TEDESCO et al., (1995), American Public Health Association – APHA (1998) e MALAVOLTA et al. (1997). As amostras de resíduos foram coletadas e acondicionadas em embalagem impermeável vedada, sendo realizadas as análises no prazo máximo de 24 horas.

4.5.1.1. Temperatura

Para controle das temperaturas médias diárias do composto no reator, foi utilizado um termômetro digital tipo espeto. Em cada reator, foram realizadas nove aferições de temperatura em pontos distintos como é representado na Figura 12. A temperatura do ambiente também foi registrada, por meio de termohigrômetro, no local onde estavam dispostos os reatores.

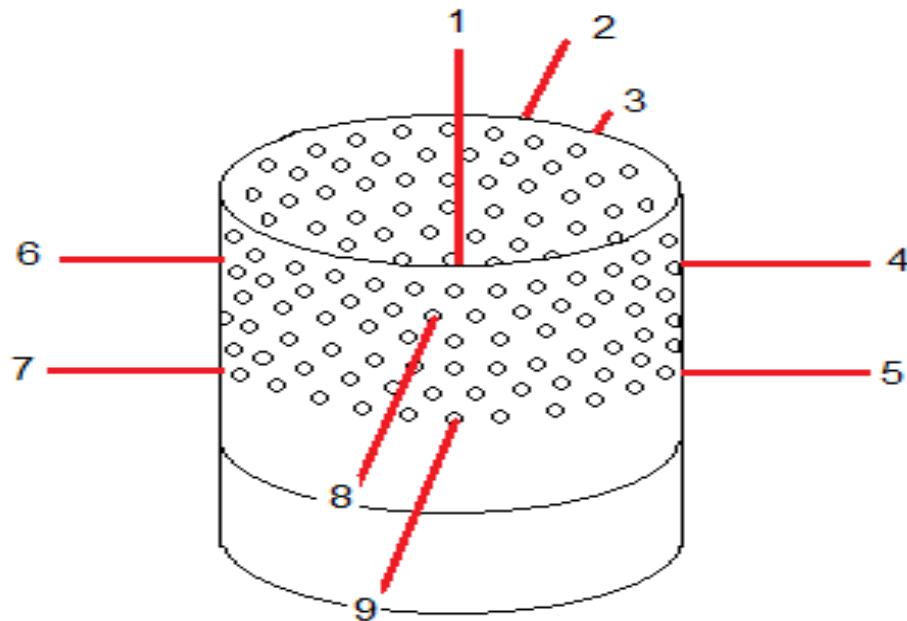


Figura 12: Representação dos pontos de aferição de temperatura no reator.
Fonte: Autoria própria.

As medições foram realizadas diariamente. Com os valores das nove medições foi feita a média, para assim obter uma temperatura média.

4.5.1.2. pH

Para a análise do pH foi utilizado um pHmetro de bancada com eletrodo de vidro, devidamente calibrado. O procedimento para análise foi descrito por Tedesco et al. (1995):

- 1) Pesar, aproximadamente, 10g do material dentro de um erlenmeyer de 250 mL, em balança analítica;
- 2) Adicionar 100 mL de água destilada com o auxílio de uma proveta;
- 3) Agitar em shaker por 30 minutos, a 160 rpm;
- 4) Deixar em repouso por 1 hora; e, por fim,
- 5) Determinar o pH no sobrenadante.

4.5.1.3. Redução de Peso

A redução de peso foi verificada por meio do registro do peso inicial e final dos reatores com os resíduos em compostagem. Descontando-se o peso do reator, e a retirada de material em cada uma das análises de resíduos, pode-se estimar a diferença de peso inicial-final.

4.5.1.4. Condutividade Elétrica

A partir da mesma amostra preparada para a determinação do pH, a condutividade elétrica do sobrenadante era obtida com o auxílio de um condutímetro devidamente calibrado (TEDESCO et al., 1995).

4.5.1.5. Umidade, série de Sólidos e Teor de Carbono Total

A análise de umidade, série de sólidos e teor de carbono seguiu o procedimento descrito pela American Public Health Association – APHA (1998). Inicialmente era necessário calcinar os cadinhos (em mufla, a 580°C, por meia hora). Após seu resfriamento, em dessecador, os cadinhos eram pesados em balança analítica e o valor obtido corresponderia à massa do cadinho (P0), em gramas. Em seguida, a amostra in natura era adicionada e obtinha-se o somatório da massa úmida da amostra e a massa do cadinho calcinado (P1). O material era colocado em estufa, a 105°C pelo período de 24 horas. Ao ser retirado era transferido para um dessecador, até pleno resfriamento, e novamente pesado. Obtinha-se assim a massa seca da amostra mais a massa do cadinho (P2). A partir disso, o cálculo da umidade e dos sólidos totais se dava pelas fórmulas:

$$U(\%) = \frac{[(P1-P0)-(P2-P0)]}{(P1-P0)} * 100 \quad (3)$$

Onde:

U (%) = umidade, em porcentagem.

P0 = massa do cadinho calcinado, em gramas;

P1 = massa úmida da amostra + massa do cadinho, em gramas;

P2 = massa seca da amostra + massa do cadinho, em gramas.

$$ST \% = \frac{P2-P0}{P1-P0} * 100 \quad (4)$$

Onde:

ST (%) = sólidos totais, em porcentagem;

P0 = massa do cadinho calcinado, em gramas;

P1 = massa úmida da amostra + massa do cadinho, em gramas;

P2 = massa seca da amostra + massa do cadinho, em gramas.

Dando sequência à análise era realizada a determinação dos sólidos voláteis. Tal método consiste na “determinação gravimétrica do CO₂ evoluído” e, conseqüentemente, na perda de massa de resíduo colocado à elevada temperatura por determinado intervalo de tempo. Cunha-Queda et al. (2003) reconhecem o procedimento como “Método da Mufla”. Considera-se a diferença de peso inicial (amostras secas a 105°C por 24 horas) e de peso observado após a calcinação da amostra a temperaturas de 500-600°C por um determinado período de tempo (CARMO et al., 2012). Na prática, o material obtido na análise de umidade e sólidos totais foi colocado em forno tipo mufla e mantido à temperatura de 580°C por duas horas (Figura 13).



Figura 13: – Material em forno mufla para determinação de sólidos voláteis
Fonte: Gonçalves (2014).

Após este período o material era transferido para um dessecador, até o pleno resfriamento, e finalmente pesado em balança analítica, obtendo, assim, a massa de cinzas (P3). Logo, os sólidos voláteis e fixos eram calculados a partir das equações 5 e 6:

$$SV (\%) = \frac{[(P2-P0)-(P3-P0)]}{(P2-P0)} * 100 \quad (5)$$

Onde:

SV (%) = sólidos voláteis, em porcentagem;

P0 = massa do cadinho calcinado, em gramas;

P2 = massa seca da amostra + massa do cadinho, em gramas;

P3 = massa da amostra calcinada + massa do cadinho, em gramas.

$$SF \% = ST (\%) - SV(\%) \quad (6)$$

Onde:

SF (%) = sólidos fixos, em porcentagem;

ST (%) = sólidos totais, em porcentagem;

SV (%) = sólidos voláteis, em porcentagem.

Ao submeter a amostra à temperatura de calcinação mencionada, a fração orgânica é volatilizada, restando para ser novamente pesada apenas a fração inerte. A porcentagem de SV representa, segundo Pereira et al. (2013), uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica biodegradável no resíduo, enquanto que a porcentagem de sólidos não voláteis (SF) representa a matéria inorgânica ou mineral. Considerando que os SV são uma boa estimativa da matéria orgânica (MO) existente, foi possível inferir o carbono total (CT) dos resíduos adaptando-se a metodologia proposta por Carmo et al. (2012). Considerando o expresso pelos autores, tal teor pode ser determinado por meio da equação de conversão de SV em CT (Equação 7).

$$CT = 0,463 \times SV - 0,550 \quad (7)$$

4.5.1.6. Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)

Para a determinação de nitrogênio total foi seguida a metodologia de Malavolta et al. (1997), onde é utilizada a digestão sulfúrica, com o auxílio de um bloco digestor. Duas placas de Petri contendo amostra in natura eram secas por um período de 48 horas a uma temperatura de 50°C (Figura 14-a). Após este período, uma das placas era utilizada para maceração (Figura 14-b), enquanto a outra era utilizada para fazer a correção do cálculo da umidade da análise (colocada em estufa, 105°C por 24 horas). A partir da amostra macerada, pesava-se 0,2 gramas e colocava-se nos tubos digestores (Figura 14-c).



Figura 14: Etapas da análise de Nitrogênio Total.
Fonte: Gonçalves (2014).

Aos tubos com as amostra maceradas eram acrescidos 1 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2), 2 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e 0,7 gramas de mistura digestora. Eram preparados (apenas com os reagentes) amostra para o branco. Feitas as soluções, os tubos eram dispostos em bloco digestor (Figura 15), ligado inicialmente a $50^{\circ}C$. A cada meia hora a temperatura era elevada em $50^{\circ}C$, até que se atingisse $350^{\circ}C$, na qual a mistura permanecia digerindo por mais uma hora. Após este período, os tubos eram deixados no bloco, em repouso, com o aparelho desligado, para resfriamento, por aproximadamente 20 minutos.



Figura 15: Bloco digestor – análise de Nitrogênio Total.
Fonte: Gonçalves (2014).

Feita esta digestão, utilizava-se um destilador de Kjeldahl (modelo micro-Kjeldahl) para a destilação das amostras. Antes da primeira destilação, era realizada a limpeza do equipamento, para garantir que vestígios de análises anteriores não interferissem nos resultados. Destilava-se então cerca de 15 mL de álcool para este fim. Entre as destilações de um tratamento e outro utilizava-se água destilada para a limpeza do equipamento. Após a destilação das amostras, era realizada a titulação da solução coletada em um copo descartável, o qual anteriormente havia sido preparado com a colocação de 0,5 mL de ácido bórico. A solução deste ácido mais o produto da destilação era titulada com ácido sulfúrico (0,0025 mol.L⁻¹) (Figura 16).



Figura 16: Diferentes colorações durante as etapas da análise de NTK: A – ácido bórico; B – amostra destilada; C – amostra titulada.
 Fonte: Gonçalves (2014).

A partir do volume de ácido sulfúrico gasto na titulação era possível realizar o cálculo para a determinação da porcentagem de Nitrogênio:

$$N \% = V_{\text{amostra}} - V_{\text{branco}} \times 0,7 \times (P-1) \quad (8)$$

Onde:

V_{amostra} = Volume de H₂SO₄ gasto na titulação da amostra;

V_{branco} = Volume de H₂SO₄ gasto na titulação do branco;

P = Peso da amostra macerada colocada no tubo descontada a umidade.

4.5.2 Quantificação dos Micro-organismos Eficientes (EM's) e Bactérias Heterotróficas

A quantificação dos micro-organismos (Bactérias Heterotróficas, Bactérias Fermentadoras de Lactose e Actinomicetos), presentes nas amostras de resíduos dos reatores de compostagem, foi realizada no início do processo e após 8, 22, 34 e 50 dias de compostagem. As amostras foram acondicionadas em recipiente estéril e encaminhadas ao laboratório sob refrigeração para o início das análises microbiológicas no prazo máximo de 12 horas após a sua coleta.

O procedimento de quantificação foi semelhante ao descrito no item 4.2 referente a diluição seriada, plaqueamento em meio específico e contagem das UFC. A Figura 17 mostra os passos seguidos.

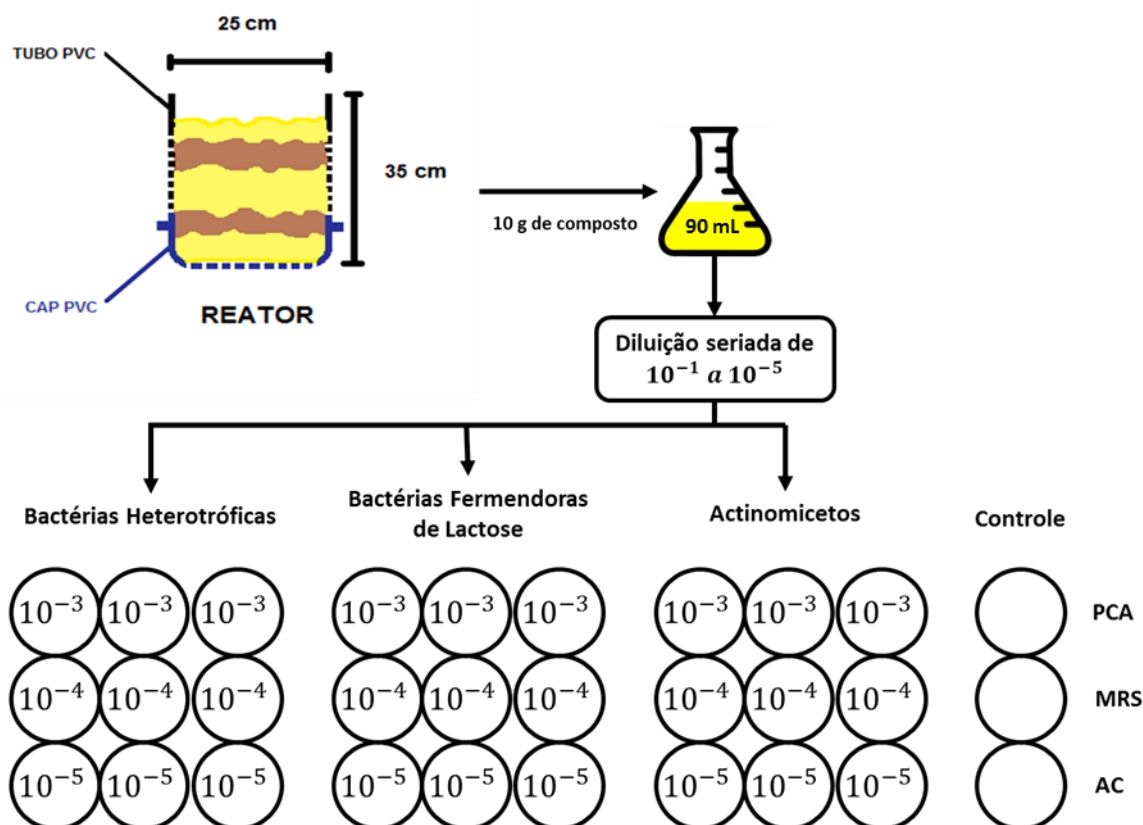


Figura 17: Fluxograma da metodologia de isolamento e quantificação dos EM's.
Fonte: Autoria própria.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE VISUAL DOS COMPOSTOS OBTIDOS A PARTIR DA COMPOSTAGEM

Observa-se que não correu descaracterização dos resíduos de compostagem, porém pode-se perceber a redução do tamanho das partículas, sendo o tratamento T100 o de maior mudança. Pode-se observar também a mudança na constituição dos materiais principalmente da palha de cana-de-açúcar que apresentou aspecto mais fragmentado. A Figura 18 apresenta o aspecto granulométrico dos tratamentos ao longo do processo de compostagem estudado,

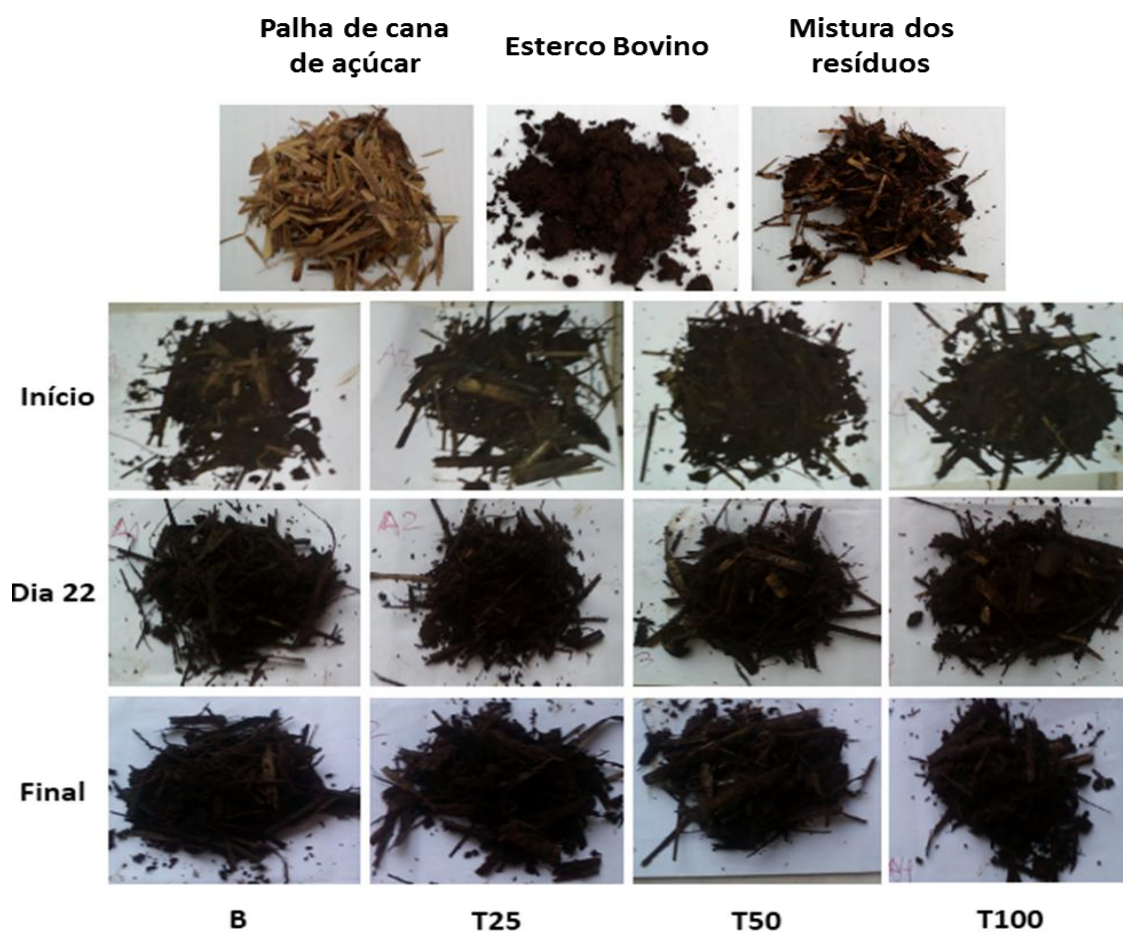


Figura 18: Diferenciação macroscópica dos tratamentos no início da compostagem, 22 dias e ao final do período de estudo.

Fonte: Autoria própria.

Pode-se perceber também a mudança de cor dos compostos que apresentaram escurecimento ao longo do tempo, além do desaparecimento de odores desagradáveis que eram percebidos no início do processo. Fernandes e Silva (1996) destacam que o resultado da compostagem é a formação de material de odor agradável, fácil de manipular e de coloração escura. De fato a compostagem dos resíduos ocorreu, visto os resultados apresentados a seguir demonstrando a redução de relação C/N do resíduo, porém o processo ocorreu de forma lenta visto as baixas temperaturas atingidas pelos tratamentos. Segundo Herbets et al. (2005) o aumento da temperatura está diretamente relacionado com a atividade microbiana, de forma que temperaturas baixas indicam diminuição ou baixas da velocidade de degradação da matéria orgânica, o que pode justificar a não descaracterização total dos resíduos ao longo dos 50 dias de compostagem.

O tratamento que se apresentou mais decomposto foi o T100, com características visuais de maior fragmentação e redução do tamanho das partículas.

5.2 PARAMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

5.2.1 Temperatura

Na Figura 19 pode-se observar o comportamento das temperaturas médias para os diferentes tratamentos e a temperatura ambiente ao longo do período de compostagem. Pode-se constatar que o comportamento foi semelhante nos tratamentos, não apresentando diferenças significativas. Vale ressaltar que predominantemente as temperaturas dos tratamentos permaneceram acima da temperatura ambiente.

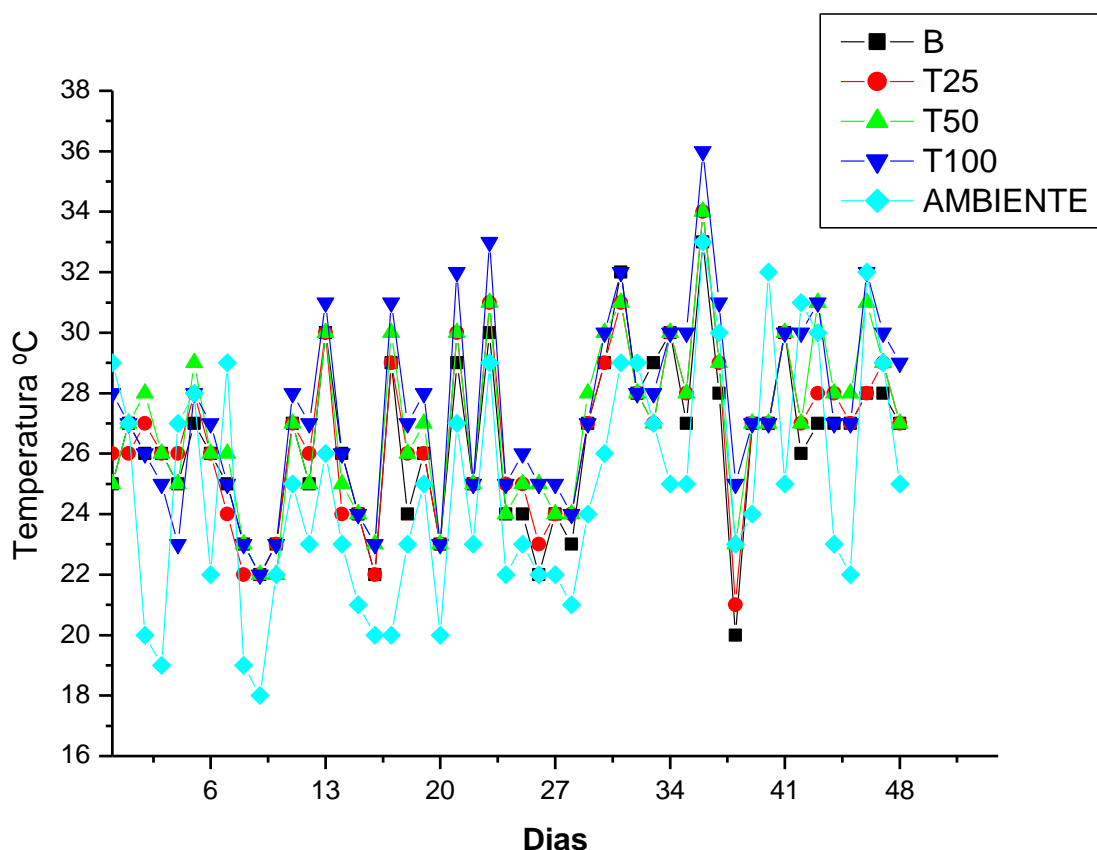


Figura 19: Comportamento da temperatura dos tratamentos ao longo do processo de compostagem.
Fonte: Autoria própria.

A Tabela 5 mostra a temperatura máxima, mínima e média para cada tratamento. Observa-se que as temperaturas máximas não ultrapassaram os 33°C, ou seja, no sistema em estudo manteve-se na fase mesófila não se atingindo a fase termófila. Segundo Kiehl (1985) depois de montada a compostagem, geralmente atinge temperatura de 40 a 50 °C, dentro de poucos dias, podendo atingir temperaturas de 60 a 70°C, faixa de temperatura que caracteriza a fase termófila. O fato da temperatura não se elevar não indica a ausência de degradação da matéria orgânica, o que ocorreu foi apenas o processo lento de degradação dos resíduos, visto que altas temperaturas estão associados a elevação da atividade microbiana (Kiehl, 1998).

Tabela 5: Temperatura máxima, média e mínima por tratamento

| Tratamento | Temperatura máxima (°C) | Temperatura mínima(°C) | Temperatura média(°C) |
|------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|
| B | 33 | 20 | 26 |
| T25 | 31 | 21 | 27 |
| T50 | 31 | 22 | 27 |
| T100 | 33 | 21 | 27 |

Nota: Temperatura máxima ambiente: 33°C, média: 27°C e mínima: 21°C

Em compostagem de resíduos sólidos urbanos, adicionando micro-organismos para acelerar o processo, Cariello et. al (2007), verificaram picos de temperatura de 63°C, Symanski (2005) em análise de bactérias mesófilas na compostagem, mediu temperaturas máximas de 65°C. Estas faixas de temperaturas estão associadas à fase termófila na compostagem, importantes para a sanitização do composto e aceleração do processo de decomposição da matéria orgânica. Porém, neste estudo não foi verificada a fase termófila o que pode estar associado às pequenas dimensões do reator de tratamento de compostagem. Herbets et al. (2005) destacam que um dos principais fatores que afetam a temperatura do processo de compostagem são as dimensões e configurações geométricas do corpo de compostagem.

Brito (2008) em pesquisa de compostagem em pequena escala, de resíduos urbanos utilizando de aproximadamente 1000 L, constatou picos de temperatura entre 48 a 56°C, temperaturas inferiores quando comparadas a outros estudos, estando este comportamento relacionado com a utilização de leiras de tamanho reduzido. Visto que o presente estudo utilizou reatores de 15 L, logo as temperaturas máximas atingidas apresentam coerência entre os estudos.

Pode-se salientar também que o aumento do tamanho e composição da leira, podem influenciar no acúmulo de calor em seu interior, dependendo das características de isolamento térmico do material. Isto pode garantir a elevação das temperaturas. Outro fator que pode influenciar é o fato da perda de calor ser proporcional às dimensões das leiras: as leiras de menores dimensões tem superfície de exposição proporcionalmente maior em relação a leiras maiores e um volume gerador de calor proporcionalmente menor (HAUG, 1993).

Outro fato importante a ser levado em conta, são os valores de umidade medidos nos tratamentos (Figura 20).

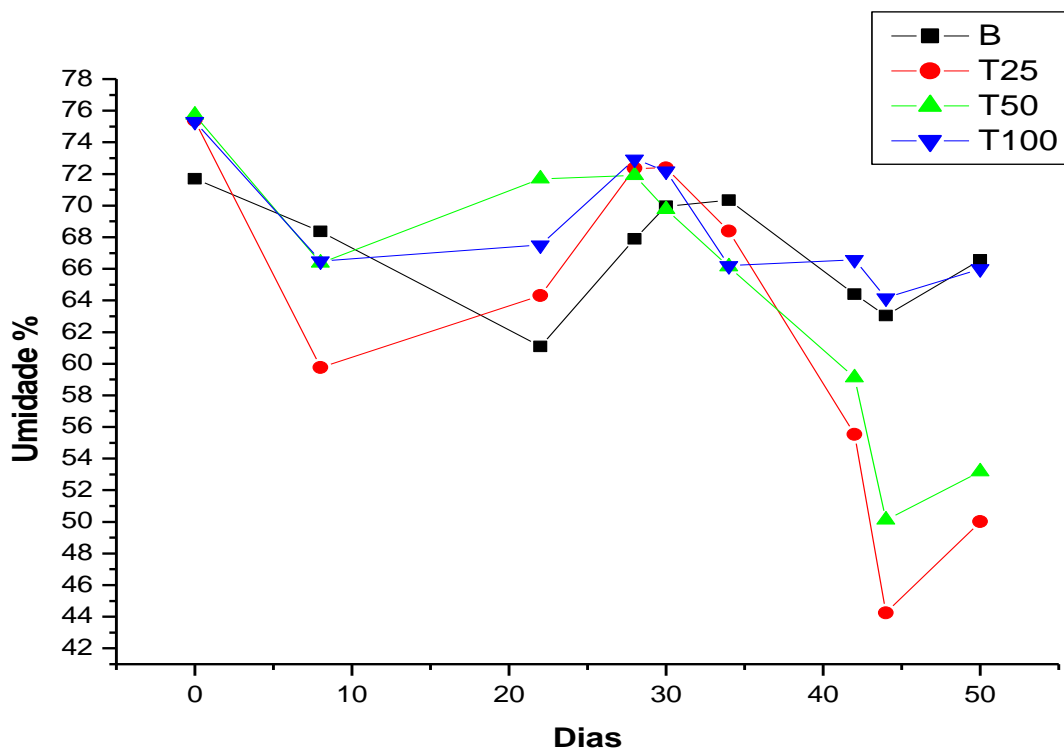


Figura 20: Comportamento da umidade dos tratamentos ao longo do processo de compostagem.
Fonte: Autoria própria.

Observa-se que os valores de umidade durante quase todo o período de experimentos permaneceram na faixa de 60 a 70%. Cabe ressaltar a não ocorrência de formação de chorume nos tratamentos avaliados, o que pode indicar que toda a água adicionada nos reatores era absorvida pelos resíduos em processo de decomposição.

Fernandes e Silva (1996) associam a umidade como importante fator de destaque no processo de compostagem, visto que elevados valores de umidade (>60%) fazem com que a água ocupe os espaços vazios do meio, impedindo a livre passagem do oxigênio, o que pode provocar o aparecimento de zonas de inibição celular. Este fato corrobora com o trabalho de Maragno et al. (2007) em pesquisa de uso de serragem no processo de mini compostagem, onde a umidade

dos tratamentos estudados se apresentaram na faixa de 55%, apresentando temperaturas máximas na faixa dos 65 a 70°C.

Porém a alta umidade e as baixas temperaturas máximas atingidas não podem ser associadas a processos anaeróbios os quais são característicos das baixas temperaturas e da ausência ou valores reduzidos de oxigênio disponível. Outra característica da anaerobiose são valores baixos de pH na faixa ácida e presença de odores desagradáveis no processo de compostagem (BRITO, 2008). Estes fatos que não foram registrados nos tratamentos.

5.2.2 pH

Os valores de pH apresentaram, ao longo do processo de compostagem, o mesmo comportamento nos diferentes tratamentos, não exercendo influência significativa a adição dos EM's para este parâmetro de análise (Figura 21).

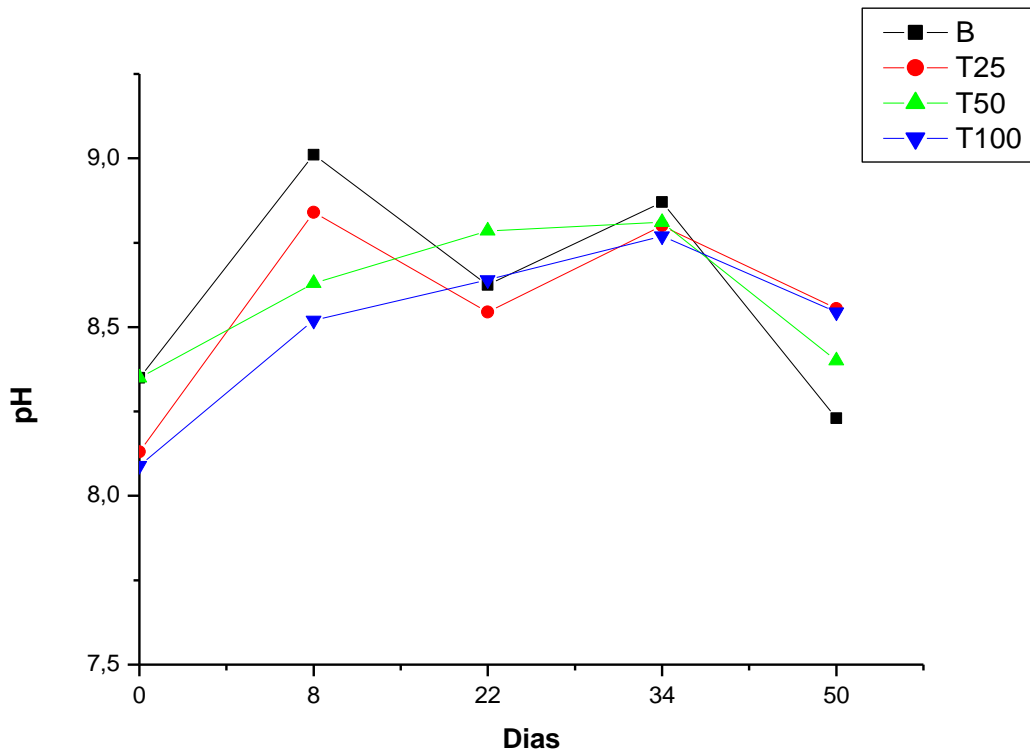


Figura 21: Comportamento do pH para os diferentes tratamentos ao longo do processo de compostagem.
Fonte: Autoria própria

Os valores máximos, mínimos, de início e final de processo podem ser observados na Tabela 6. Pode se perceber que no processo não houve mudanças no parâmetro pH, visto que ele permaneceu na faixa de pH 8 à 9.

Tabela 6: Comportamento do pH dos tratamentos.

| Tratamento | pH (máximo) | pH (médio) | pH (mínimo) | pH (Início) | pH (final) |
|------------|----------------|---------------|----------------|-------------|------------|
| B | 9,01 | 8,61 | 8,23 | 8,35 | 8,23 |
| T25 | 8,84 | 8,57 | 8,13 | 8,13 | 8,55 |
| T50 | 8,81 | 8,59 | 8,35 | 8,35 | 8,40 |
| T100 | 8,77 | 8,77 | 8,09 | 8,09 | 8,54 |

Segundo a literatura (GOODFELLOW et. al, 1984; DOWNES et. al, 2001; JAY, 2005) o pH apresentado pelos tratamentos não foi o ideal para o crescimentos dos EM's e das bactérias heterotróficas, visto que a faixa ótima de pH para Actinomicetos e bactérias heterotróficas gira em torno de 7 e para bactérias fermentadoras de lactose na faixa de 4,0 e 4,5. Este fator pode ter influenciado no desenvolvimento e atuação dos micro-organismos durante o processo de compostagem.

Outro fator relevante foi que não se verificou o comportamento padrão do processo de compostagem, o qual apresenta leve queda do pH no início do processo. Segundo a literatura (BRITO, 2008; KIEHL, 2002; SCHUCHARDT, 2005) em grande parte dos processos de compostagem, o pH decresce até valores de pH ácido, ficando em entre de 5 a 6 e gradualmente, com a estabilização do composto, alcançam valores de pH em entre de 7 e 8. Sendo os valores de pH dos tratamentos estudados variando em torno de pH 8, isto poderia indicar estágios finais de maturação do composto, visto que foi realizado apenas à avaliação de início e final de processo.

Estudo corroboram com este comportamento, tais como, Maragno et. al (2007, pg. 357) em pesquisa de minicompostagem, encontrou valores de pH em torno de 4,5 e em final de processo, pH em torno de 9. Heck et al. (2013), em avaliação microbiológica e sanitização em composto de resíduos domiciliares e

lodo, constataram valor de pH 6,5, e em final de processo, valores de 8,37 e 7,5 de pH.

Segundo Herbets et al. (2005) entre os principais fatores que interferem no pH dos resíduos em compostagem são as características dos materiais a compostar, como por exemplo no trabalho de Sbizzaro (2013) em estudo de compostagem de palha de cana-de-açúcar e esterco bovino, registrou valores de pH entre 7,8 e 8,1 para início e final de processo respectivamente, resultados similares aos encontrados neste estudo para os mesmos resíduos.

5.2.3 Redução de Peso

Um dos parâmetros que pode-se avaliar no desenvolvimento do processo de compostagem é a redução de massa dos resíduos . Segundo Petric et al. (2009), a redução de volume e peso é resultado da degradação da matéria orgânica durante a compostagem. Como pode-se observar todos os tratamentos resultaram na redução de peso dos resíduos no final do período de experimento. Os tratamentos, com a adição de EM's, apresentaram maior redução de peso do que o tratamento branco (B) (Figura 22).

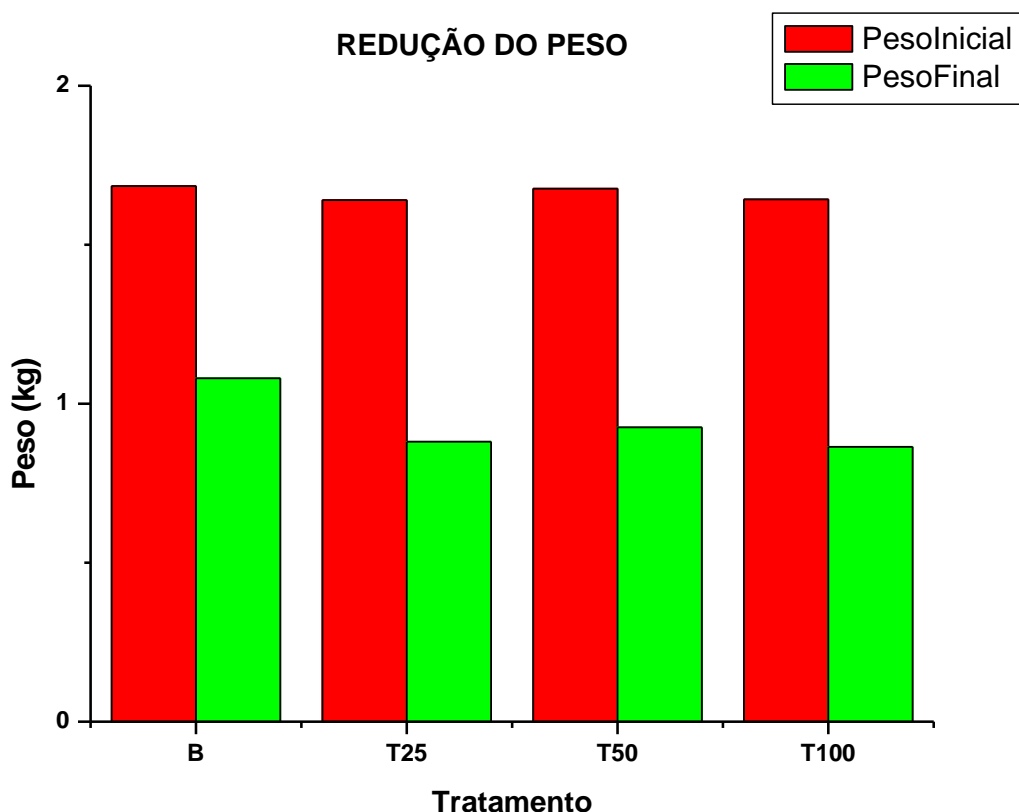


Figura 22: Redução de peso de cada tratamento.

Fonte: Autoria própria.

Na tabela 7 observaram-se os valores de peso inicial, peso final e a respectiva redução para cada tratamento. Verificam-se reduções próximas entre todos os tratamentos utilizando EM's, sendo o tratamento que apresentou a maior redução de peso o T100 em que se adicionou a maior concentração de EM's, obtendo uma redução de 47,4% em relação ao peso inicial.

Tabela 7: Redução de peso dos tratamentos.

| Tratamento | Peso Inicial (kg) | Peso Final (kg) | Redução do peso (%) |
|------------|-------------------|-----------------|---------------------|
| B | 1,685 | 1,080 | 35,9 |
| T25 | 1,640 | 0,880 | 46,3 |
| T50 | 1,676 | 0,926 | 44,7 |
| T100 | 1,643 | 0,864 | 47,4 |

Os resultados de redução de peso apresentados são similares à estudos de compostagem sem a adição de micro-organismos. Sbizzaro (2013) obteve em compostagem de palha de cana e esterco bovino a redução em cerca de 38,28% em massa de composto. Estudos realizados por Costa (2005) apontam redução de 45% a 50% e Sestak (2002) obteve redução de 46% na compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão inoculado com conteúdo ruminal.

Porém a adição de micro-organismos pode gerar reduções mais satisfatórias, Espiritu (2011) obteve como resultado a redução de 45,4% da massa dos resíduos, com a adição de *Azotobacter sp.* e 85,7% com a adição de *Azotobacter sp.* + *T. harzianum* (v/w) em pesquisa de compostagem de feijão verde e almeirão.

Pode-se supor que durante a realização desta pesquisa, o período de compostagem de 50 dias, pode ter sido fator limitante na redução de peso.

5.2.4 Condutividade Elétrica

Na Tabela 8 são apresentados os valores iniciais e finais de condutividade elétrica para cada tratamento ao longo do processo de compostagem estudado. Observa-se que houve aumento da condutividade elétrica em todos os tratamentos, especialmente no tratamento T25, que dobrou de valor.

Tabela 8: Comportamento da condutividade elétrica dos tratamentos.

| Tratamento | Início ($\mu\text{S cm}^{-1}$) | Final ($\mu\text{S cm}^{-1}$) | Incremento % |
|------------|----------------------------------|---------------------------------|--------------|
| B | 711 | 1195 | 68,1 |
| T25 | 695 | 1445 | 107,9 |
| T50 | 877 | 1451 | 65,6 |
| T100 | 1060 | 1228 | 15,8 |

Segundo Soumaré et al. (2002) a condutividade de esterco destinados a adubação de solos não devem ultrapassar 3 mS cm^{-1} , os quais neste estudo todos

os tratamentos apresentaram valores muito abaixo destes, viabilizando o uso do material final no enriquecimento do solo.

O aumento da condutividade elétrica neste estudo pode ser explicado pela não formação de chorume nos reatores de compostagem, o que pode indicar a ocorrência da concentração dos sais, visto a sua relação direta com a condutividade, e que eles não se perderam por lavagem do material. Resultados semelhantes foram encontrados por Brito (2007) que apresentaram elevados valores, girando em torno de $4000 \mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$ em estudo de compostagem de resíduos urbanos. Rebollido et. al (2007) destaca o incremento de 60% nos valores de condutividade elétrica em estudo de populações microbianas na compostagem de resíduos municipais. Em determinados casos, existe uma tendência de aumento da condutividade ao longo do processo de compostagem, devido ao aumento da concentração de sais causado pela perda de massa relacionado à oxidação da matéria orgânica (SANCHEZ-MONEDERO et. al, 2001).

Kiehl (1998) afirma que a condutividade elétrica dos fertilizantes orgânicos tende a cair e se estabilizar ao longo do processo, à medida que o composto amadurece, não devendo a condutividade dos compostos orgânicos ser superior a $4000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ($4 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Mediante isso, observa-se que todos os tratamentos apresentaram comportamento inverso ao esperado, sendo o T25 o que apresentou maior aumento de condutividade elétrica, praticamente dobrando de valor, de 695 para $1445 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, porém todos os tratamentos estiveram abaixo do limite máximo levantado na literatura.

5.2.5 Sólidos Voláteis

Pode-se observar na Tabela 9 a redução, em todos os tratamentos, dos sólidos voláteis, especialmente no tratamento T50, que apresentou a maior redução em 15,3 % e o tratamento T25 com a menor redução de 1,5%. Segundo Kiehl, (1985) durante a decomposição da matéria orgânica formam-se grandes quantidades de substâncias; tais substâncias são geradas pela morte dos micro-organismos, ocorrendo uma reciclagem, até a mineralização da matéria orgânica. Os resíduos vegetais e minerais são atacados distintamente, seus constituintes

são decompostos em diferentes estágios, por diferentes populações microbianas e com distinta intensidade.

Na formação do material humificado, três fases são reconhecidas: rápida decomposição de certos constituintes pelos micro-organismos; síntese de novas substâncias pelos micro-organismos e formação de complexos resistentes devido a processos químicos.

Tabela 9: Comportamento dos Sólidos Voláteis ao longo do processo de compostagem

| Tratamento | Início (% em massa) | Final (% em massa) | Redução (%) |
|------------|---------------------|--------------------|-------------|
| B | 73,4 | 67,3 | 8,3 |
| T25 | 70,8 | 69,7 | 1,5 |
| T50 | 71,6 | 60,8 | 15,3 |
| T100 | 76,6 | 65,8 | 14,0 |

Em estudo de aplicação de EM's em compostagem anaeróbia de resíduos de Pyrethrum, Mwegoha (2012), observou a redução de 8,7 % dos sólidos voláteis, corroborando com os resultados encontrados. Em estudo similar Queiroz (2007), observou o mesmo comportamento, em estudo de compostagem de resíduos vegetais constatando que a porcentagem de sólidos voláteis diminui à medida que a matéria orgânica é degradada, e conseqüentemente ocorre um aumento no percentual de sólidos fixos.

Assim os tratamentos que tiveram melhor resposta foram o T50 e o T100, com redução de 15,3 e 14,0% respectivamente.

5.2.6 Teor de Carbono Total, Teor de Nitrogênio Total (NTK) e Relação C/N

A Figura 23 apresenta o comportamento da porcentagem de Carbono Total em massa de compostagem para cada tratamento ao longo do processo de compostagem. De modo geral todos os tratamentos apresentaram redução da massa de carbono nos compostos. Este processo ocorre devido à metabolização da matéria orgânica pelos micro-organismos (KIEHL, 1998)

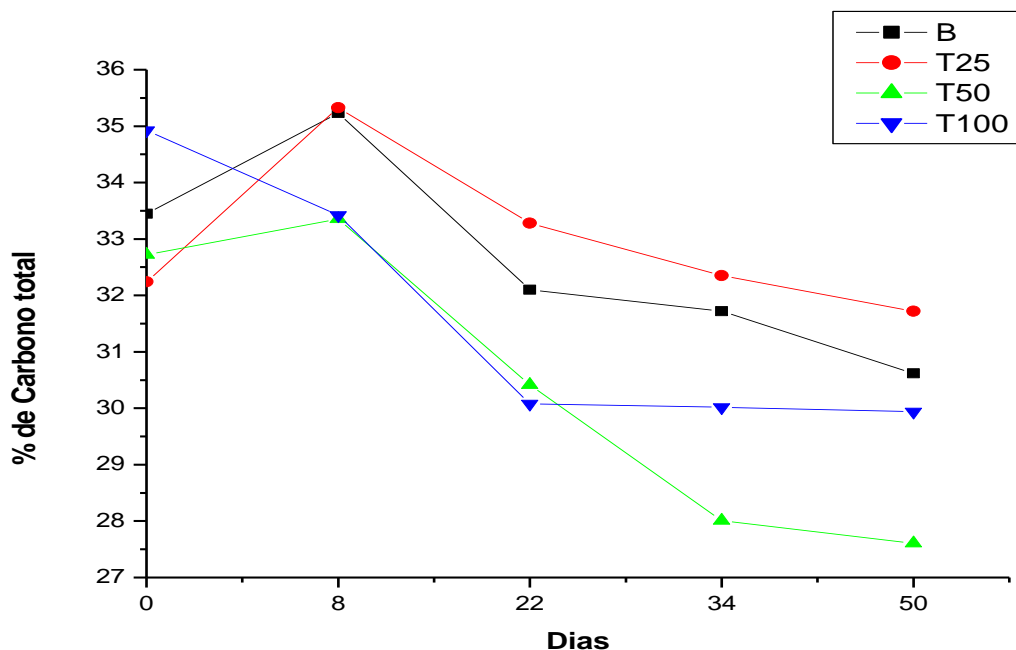


Figura 23: Comportamento em porcentagem % de carbono total nos diferentes tratamentos estudados.
Fonte: Autoria própria.

Observando a Tabela 10 percebe-se que os tratamentos T50 e T100, foram aqueles que apresentaram as maiores reduções em porcentagem de carbono total. Estes tratamentos foram aqueles que receberam a maior carga de EM's, na concentração de 50% e 100% respectivamente.

Tabela 10: Comportamento do Carbono Total em porcentagem de massa de composto.

| Tratamento | Início (% em massa) | Final (% em massa) | Redução (%) |
|------------|---------------------|--------------------|-------------|
| B | 33,4 | 30,4 | 8,3 |
| T25 | 32,2 | 31,7 | 1,5 |
| T50 | 32,7 | 27,6 | 15,3 |
| T100 | 34,9 | 29,9 | 14,0 |

Segundo Tiquia et al. (2002), as maiores perdas de carbono ocorrem devido a intensa produção de CO₂, no processo de imobilização do carbono devido á atividade microbiana. Isto foi reforçado no estudo de Devi et. al (2011) em compostagem de dejetos de aves e palha, onde foi observado perda de 24% de carbono em 90 dias de compostagem. Sbizzaro (2013, pg. 87) em caracterização microbiana de compostagem de palha de cana-de-açúcar e

esterco bovino, constatou valor de 8,7% na redução de carbono, faixa equivalente ao tratamento convencional sem adição de EM's (B).

Com relação ao comportamento do nitrogênio, observa-se o seu aumento de modo geral em todos os tratamentos (Figura 24), sendo mais intenso no tratamento convencional sem adição de Em's (B). Segundo Kiehl (2008, pg. 39), de modo geral no processo de compostagem, o teor de nitrogênio pode aumentar, todavia não existe formação de nitrogênio no processo, sendo seu aumento relativo, pois o que ocorre é uma redução da massa orgânica de nitrogênio químico, resultando no aparente aumento da massa de nitrogênio orgânico.

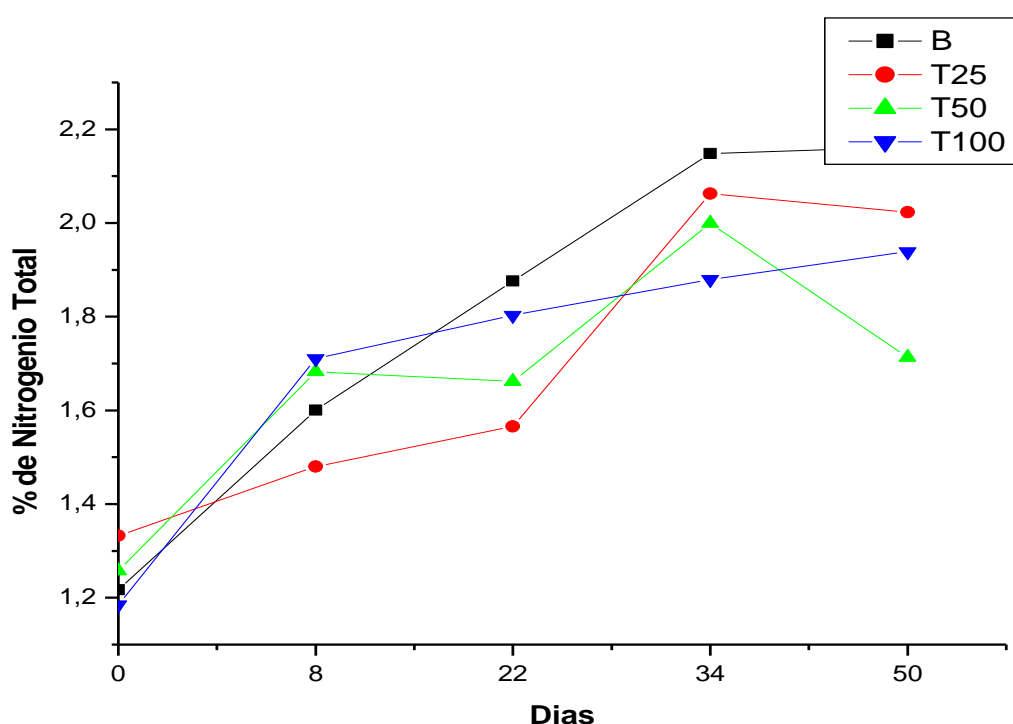


Figura 24: Comportamento da porcentagem de nitrogênio nos compostos dos diferentes tratamentos avaliados.
Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 11 pode-se observar os valores em porcentagem de massa de nitrogênio nos resíduos em compostagem para início e final de processo, demonstrando os respectivos incrementos.

Tabela 11: Comportamento do Nitrogênio Total em porcentagem de massa de composto.

| Tratamento | Início (% em massa) | Final (% em massa) | Incremento (%) |
|------------|---------------------|--------------------|----------------|
| B | 1,21 | 2,16 | 77,6 |
| T25 | 1,33 | 2,02 | 51,8 |
| T50 | 1,25 | 1,71 | 36,3 |
| T100 | 1,18 | 1,93 | 63,5 |

O comportamento da relação Carbono/Nitrogênio de cada tratamento ao longo do processo de compostagem. Observa-se de modo geral que houve redução na relação C/N para todos os tratamentos. Segundo Lacerda et. al (2012) a maturidade de uma composto pode ser avaliada mediante a variação da relação C/N, visto que sua redução pode indicar o grau de estabilização da matéria orgânica.

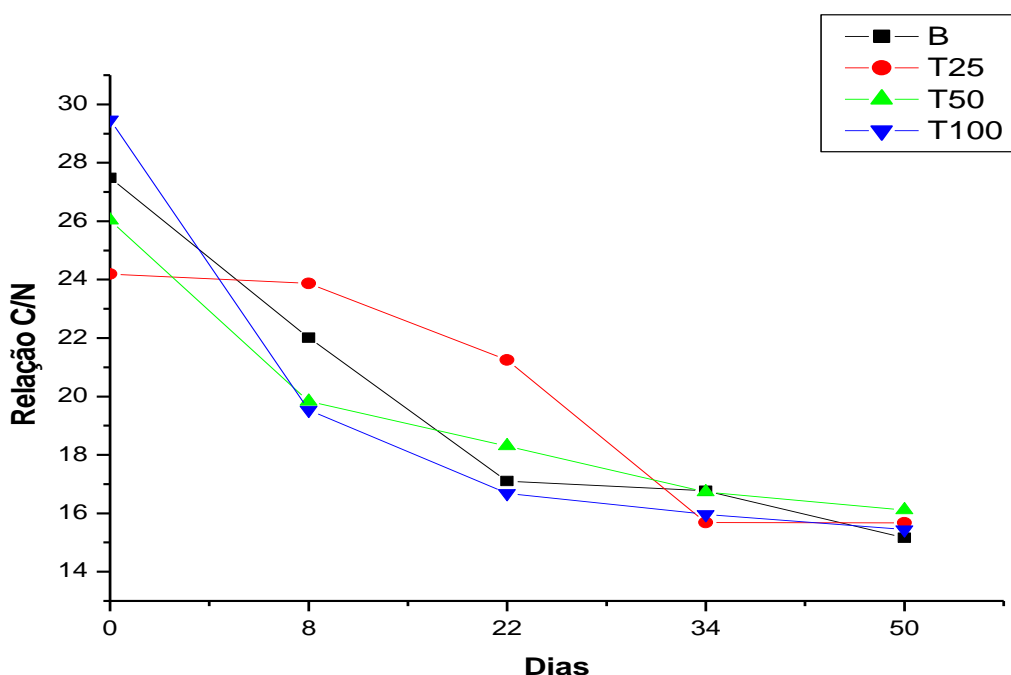


Figura 25: Comportamento da relação C/N no composto de cada tratamento ao longo do processo de compostagem.

Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 12, observa-se que os tratamentos T25 e T50, apresentaram valores menores de redução da relação C/N que o tratamento convencional sem a adição de EM's. Apenas o tratamento T100, com 100% de concentração de

EM's, na aplicação inicial, demonstrou redução superior a todos os outros tratamentos.

Tabela 12: Comportamento da relação C/N dos tratamentos

| Tratamento | Início | Final | Redução (%) |
|------------|--------|-------|-------------|
| B | 27.4 | 15.1 | 44,8 |
| T25 | 24.2 | 15.6 | 35,2 |
| T50 | 26.0 | 16.1 | 38,1 |
| T100 | 29.4 | 15.4 | 47,6 |

Este fato pode ser explicado em função da relação ótima C/N de 30/1, pois nos tratamentos em que se observou as maiores reduções foram aqueles em que a relação C/N mais se aproximaram do valor ideal, sendo o tratamento B- 27,4/1 e T100 - 29,4/1.

A relação ideal de Carbono/Nitrogênio é o que determina a eficiência na atividade dos micro-organismos existentes no processo. Desta fração, dois terços do carbono, proveniente dos carboidratos na matéria orgânica, é desprendido na forma de dióxido de carbono, produto remanescente do processo de respiração para se obter energia e o outro um terço do carbono juntamente com o nitrogênio é utilizado para constituir as células microbianas. (SILVA et al., 2009; OLIVEIRA et al. 2008). O controle desta relação faz-se necessário já que seu excesso ou falta podem comprometer o processo de compostagem.

Outros estudos corroboram que a adição de micro-organismos na compostagem pode elevar a eficiência na redução da relação C/N. Cariello et. a. (2007) em estudo com adição de bactérias na compostagem de resíduos urbanos, constataram reduções em torno de 50% da relação C/N. Devi et. al. (2011) em estudo da biodiversidade microbiológica em compostagem de esterco de aves e palha, observaram redução de 60% para os tratamento com maior concentração de micro-organismos.

Segundo Conceição (2012) as perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem aumenta com a temperatura e a intensidade com que se realizam as trocas gasosas com o exterior, resultando na diminuição da relação C/N. O fato de não se constar a fase termófila no processo de compostagem estudado, pode indicar uma atividade microbiana lenta, que acarretaria em um

processo de degradação da matéria orgânica mais longo. Desta forma, é possível que fosse necessário um maior tempo de avaliação da compostagem em estudo, para constar valores de redução C/N mais próximos os encontrados na literatura.

5.3 QUANTIFICAÇÃO DOS MICRO-ORGANISMOS EFICIENTES E BACTERIAS HETEROTROFICAS

A figura 26 apresenta a caracterização inicial dos EM's, do tratamento controle (B) e dos tratamentos T25, T50 e T100. Pode-se notar, que os organismos avaliados já se encontravam no tratamento controle, isso já era esperado visto que os EM's são organismos naturais do ambiente e se encontram em ambientes férteis (BOMFIM et al. 2011; HIGA e PARR, 1994).

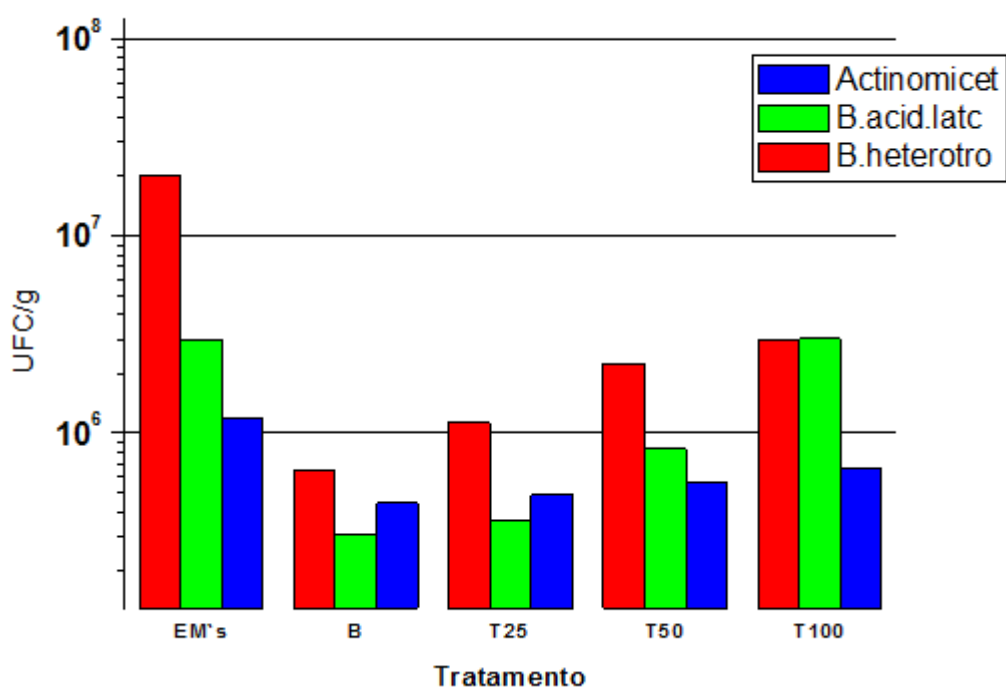


Figura 26: Caracterização microbiológica inicial dos tratamentos e da solução de EM's.
Fonte: Autoria própria.

Porém a contagem de UFC foi maior na solução de EM's do que no tratamento controle, visto que a solução de EM's tem o objetivo de cultivá-los em meio líquido em altas concentrações (HIGA e WIDIDANA, 1998, HIGA e PARR,

1994, BOMFIM et al. 2011). Em relação aos tratamentos com a adição de diferentes concentrações de micro-organismos eficientes, eles apresentaram concentração crescente seguindo a proporção adicionada, sendo o tratamento T25 o de menor contagem de EM's e o T100 com a maior contagem. Este comportamento pode ser observado na Tabela 13, onde se apresentam os valores quantitativos para a contagem de UFC para cada tratamento.

Tabela 13: Concentração microbiológica inicial dos tratamentos e da solução de EM's.

| Tratamento | Descrição | Concentração de micro-organismos (UFC/g) | | |
|------------------|------------------------------|--|------------------------------------|---------------|
| | | Bactérias Heterotróficas | Bactérias Fermentadoras de Lactose | Actinomicetos |
| Convencional (B) | sem adição de EM's | $6,53 * 10^5$ | $3,07 * 10^5$ | $4,40 * 10^5$ |
| T25 | 25% da concentração de EM's | $1,13 * 10^6$ | $3,57 * 10^5$ | $4,87 * 10^5$ |
| T50 | 50% da concentração de Em's | $2,26 * 10^6$ | $8,33 * 10^5$ | $5,57 * 10^5$ |
| T100 | 100% da concentração de EM's | $2,99 * 10^6$ | $3,00 * 10^6$ | $6,67 * 10^5$ |
| EM's | | $2,00 * 10^7$ | $2,97 * 10^6$ | $1,2 * 10^6$ |

Quando observa o comportamento da população bacteriana ao longo do processo, o tratamento controle não apresentou similaridade entre as populações, apresentando o aumento da população de Bactérias Heterotróficas, e redução para os outros dois organismos ao longo do processo.

Observa-se uma tendência de redução da população dos micro-organismos estudados nos tratamentos T25, T50 e T100 que ocorrendo até a metade do tempo de experimentos, e posteriormente verificou-se o aumento populacional até o final do experimento.

Pode-se constatar para o tratamento T25 crescimento apenas da população das Bactérias Heterotróficas e redução dos outros organismos estudados, quando se compara o início e o final do processo. Para o tratamento T50, observa-se o crescimento das Bactérias Fermentadoras de Lactose, redução para os Actinomicetos e constância na população de Bactérias Heterotróficas para mesma comparação. Já o tratamento T100 apresentou crescimentos para os

Actinomicetos, redução para as Bactérias Fermentadoras de Lactose e constância para as Bactérias heterotróficas.

Na Figura 27 apresentam-se o desenvolvimento para cada micro-organismos nos diferentes tratamentos estudados

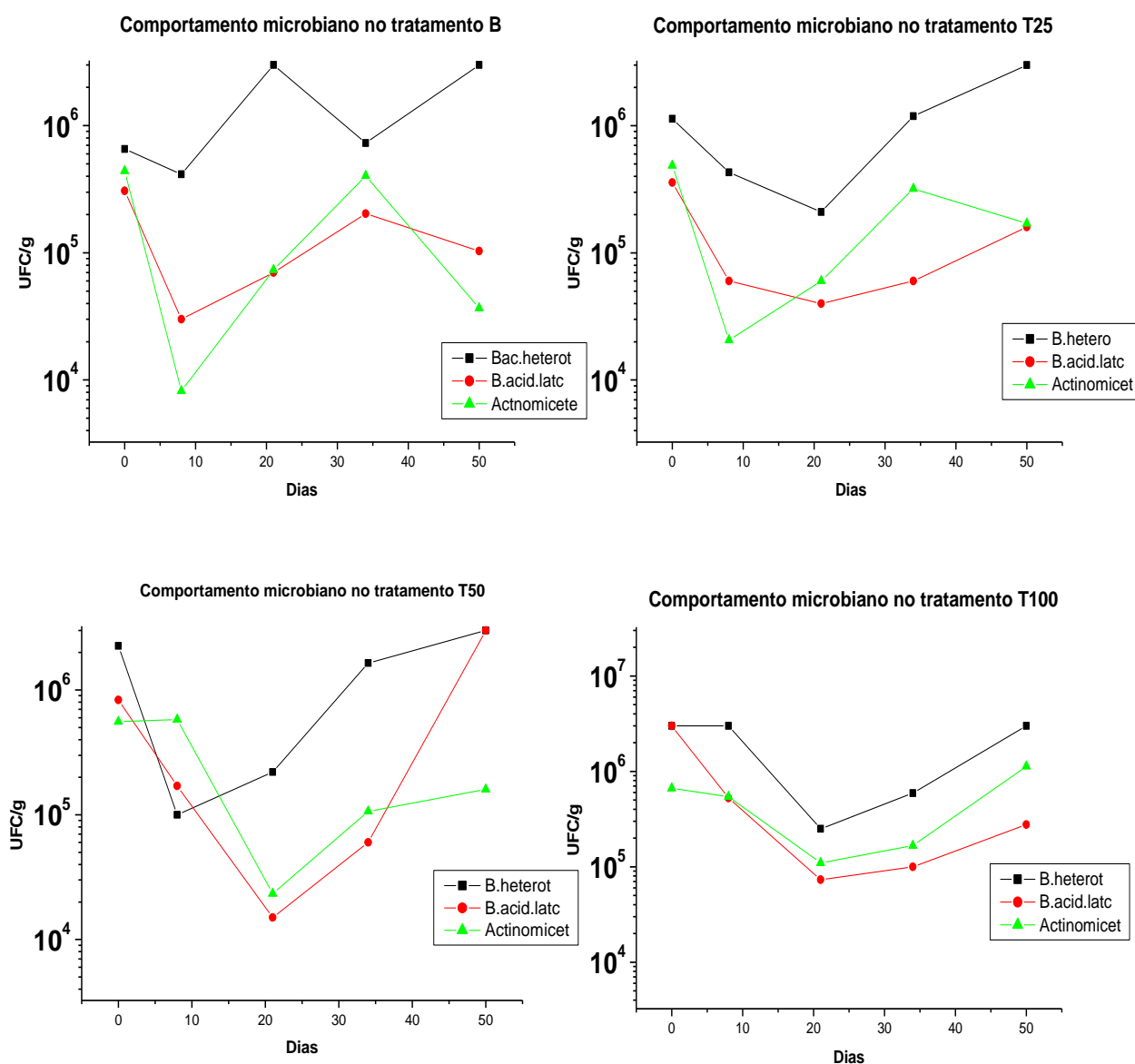


Figura 27: Contagem de Unidades Formadoras de Colônia (UFC) durante o período de experimento para cada tratamento.
Fonte: Autoria própria.

De modo geral é possível observar uma tendência na redução das populações dos organismos na metade do período de experimento. Este comportamento pode ser correlacionado com as unidades apresentadas neste

período, que se encontravam elevadas, na faixa dos 70%, o qual o excesso de água pode ocasionar na redução da degradação da matéria orgânica (CONCEIÇÃO, 2012). Outro fator seria a decomposição da matéria orgânica, o qual no início do processo de compostagem ocorre a degradação de compostos mais simples e a liberação de outros mais complexos, os quais possuem faixa menor de micro-organismos que tem a capacidade de degrada-los. Isto levaria a uma queda na população microbiana. Segundo Gomes (2001) posterior a este comportamento ocorre a liberação de nutriente e compostos facilmente degradáveis ocorrendo o aumento da população microbiana novamente.

Os gráficos apresentados na Figura 28, 29 e 30, representam o comparativo do comportamento de cada micro-organismo estudado ao longo do tempo entre os tratamentos estudados.

Para o comportamento das Bactérias Heterotróficas observa-se que o tratamento T100 apresentou contagem superior em relação aos outros tratamentos, na faixa de $2,9 \times 10^6$ UFC/g. Symanski (2005) em caracterização de bactérias mesófilas presentes no processo de compostagem, encontrou resultados similares com média de $3,4 \times 10^6$ na fase termófila. Namsivayam et al. (2011) em análise de EM's em tratamento de resíduos domiciliares corroboram com estes resultados, encontrando média de $1,7 \times 10^7$ UCF/g.

De forma esperada pode-se observar que as Bactérias Heterotróficas apresentaram predominância em todos os tratamentos, como pode ser visto anteriormente na Figura 27. Esta fato é explicado por Rebollido et al. (2008), que destacam que os substratos em compostagem apresentam predominantemente colonização por Bactérias Heterotróficas, representando cerca de 45% da microbiota do material em compostagem. Isto ocorre por esse grupo de organismos apresentar alta diversidade de espécies, garantindo uma ampla faixa de metabolismos enzimáticos que degradam a matéria orgânica, resultando em um número maior destes organismos no processo. Merchan et al. (2009) reforçam em pesquisa de flora microbiana em tratamento de resíduos domiciliares, que os Heterótrofos totais apresentaram predominância, com contagem em média de $1,0 \times 10^5$ UFC/g.

Quando comparado ao comportamento da contagem de UFC de Bactérias Fermentadoras de Lactose observa-se que o tratamento T50 foi o tratamento que

apresentou maior contagem de UFCs em comparação aos outros tratamentos, apresentando contagem entre $8,3 \times 10^5$ à $3,0 \times 10^6$ UFC/g.

Pode-se observar o comportamento similar destes organismos com a contagem de Bactérias Heterotróficas, pelo fato das Bactérias Fermentadoras de Lactose fazerem parte deste grupo. A contagem destes micro-organismos representou cerca de 30% dos valores encontrados para as Bactérias Heterotróficas, valor compatível com pesquisa de Rebolledo et al. (2008) que estabelece, sendo 30% dos organismos envolvidos na compostagem são representados pelo gênero *Lactobacillus*. Segundo os autores, existe o predomínio do gênero *Bacillus* entre as bactérias envolvidas na compostagem, estas apresentam este comportamento pela capacidade de produzir uma grande quantidade de endósporos bacterianos, os quais garante rápido crescimento populacional e resistência a altas temperaturas (SYMANSKI, 2005).

Para a contagem dos Actinomicetos, pode-se constatar que o tratamento em que a população melhor se comportou foi no tratamento T100, com variação na contagem de $6,6 \times 10^4$ à $1,1 \times 10^6$ UFC/g. Namsivayam et al. (2011) encontrou valores inferiores em quantificação de EM's em tratamento de resíduos domiciliares, com contagem em torno de $4,5 \times 10^3$ UFC/g de Actinomicetos. Já Merchan et al. (2009) encontrou valores condizentes com este estudo, na faixa de $1,73 \times 10^5$ UFC/g. E Devi (2010) em estudo de compostagem de palha com esterco de aves, encontrou valores de $5,2 \times 10^4$ UFC/g na estabilização do composto.

Segundo Rebolledo et al. (2008) os Actinomicetos representam parcela considerável de micro-organismos envolvidos na degradação da matéria orgânica, apresentando predominância de até 55% das espécies envolvidas. Os valores inferiores de Actinomicetos, quando comparados aos outros organismos avaliados na compostagem, podem ser explicados segundo Merchan et al. (2009), eles destacam a predominância destes organismos em ambientes de elevadas temperaturas, no caso referente a fase termófila, ausente neste experimento.

De forma ampla os tratamentos apresentaram comportamentos distintos em relação às populações dos micro-organismos avaliados, de forma que não se pode estabelecer um padrão de comportamento destes. Em relação aos parâmetros físico-químicos avaliados. Um fato importante é a ausência da fase termófila no processo de compostagem avaliado, porém, os resultados deste estudo, mesmo em condições de fase mesófila, resultaram em comportamento

similar a outros estudos. Uma série de fatores podem influenciar no desenvolvimento de micro-organismos na compostagem, pela biodiversidade que estes podem apresentar torna-se difícil estabelecer parâmetros fixos que garantam seu desenvolvimento, além da necessidade de um equilíbrio dinâmico de nutrientes e recursos que os sustente no ambiente (FERNANDES e SILVA, 1996; SCHUCHARDT1 2005; HIGA e PARR, 1994).

6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Ao final do período avaliado, mediante a avaliação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados foi possível avaliar a eficiência de estabilização da matéria orgânica para as diferentes concentrações de EM's aplicados nos reatores de compostagem.

Concluiu-se ao final do processo que não foi possível a descaracterização completa do material original em todos os tratamentos, visto a não ocorrência de fase termófila, mais sim a degradação da matéria orgânica em uma velocidade menor, visto o predomínio da fase mesófila durante todo o período avaliado, sendo necessário mais tempo de compostagem para realizar o processo por completo.

Porém observando os resultados de forma geral, os tratamentos atingiram resultados satisfatórios quando comparados a outros estudos, destacando-se o tratamento T100, que foi aquele que mostrou melhores resultados de redução de C/N e redução de peso.

Para os micro-organismos avaliados, foi possível constatar o predomínio das Bactérias Heterotróficas em todos os tratamentos. E o tratamento T100 apresentou contagens superiores para as Bactérias Heterotróficas e os Actinomicetos, sendo o tratamento T50 com contagem superior de Bactérias Fermentadoras de Lactose em relação aos outros.

Desta forma pode-se concluir, a partir dos resultados apresentados, que a adição de EM's contribui para o melhoramento do processo de compostagem.

Sugere-se para estudos posteriores uma maior periodicidade e controle da umidade dos compostos visto sua influência na atividade microbiana e o uso de reatores maiores, sem que ocorra a perfuração lateral, visto a perda de calor excessiva que pode ter sido ocasionada por artifício (furos laterais), podendo utilizar a oxigenação por meio de injeção de ar. Visto que, neste estudo, as principais hipóteses levantadas foram que os reatores, por suas dimensões e pelos furos laterais, não tiveram capacidade de retenção de calor em seu interior, isso levaria a evaporação de água reduzindo os problemas com excesso de umidade.

REFERENCIAS

ARAUJO, Evanduir N.; OLIVEIRA, Ademar P.; CAVALCANTE, Lourival F.; PEREIRA, Walter E.; BRITO, Noelma M.; NEVES, Cynthia M. de L.; SILVA, Erlens E. **Produção do pimentão adubado com esterco bovino e biofertilizante.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v. 11, p. 468, 2007.

APHA, AWWA & WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Prepared and published jointly by American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC : American Public Health Association, 1998.

BERNARDI, Francieli Helena. **Uso do processo de compostagem no aproveitamento de resíduos de incubatório e outros de origem agroindustrial.** Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Paraná. p. 17-22, 2011.

BATTISTELLE, Rosane Aparecida Gomes; MARCILIO, Carolina; LAHR, Francisco Antonio Rocco. **Emprego do bagaço da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) e das folhas caulinares do bambu da espécie *Dendrocalanus gigantes* na produção de chapas de partículas.** Revista Minerva - Pesquisa e Tecnologia, p. 2, 2009.

BRASIL, **Resolução SEMA nº 076, de 20 de Dezembro de 2010.** Dispõe sobre eliminação gradativa da despalha da cana-de-açúcar através da queima controlada e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2010.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 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. Diário Oficial da União, 2010.

BIDONE, Francisco Ricardo Andrade; POVINELLI, Jurandyr. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** EESC/USP, São Paulo. p. 70-79, 1999.

BONFIM, Filipe Pereira Giardini; HONÓRIO, Isabela Cristina Gomes; REIS, Iná Lima; PEREIRA, Adalfisa de Jesus; SOUZA, Daniela Boanares. **Caderno dos Micro-organismos Eficientes (EM).** CNPq, v. 2, p. 11, 2011.

BRITO, Márcio José Costa. **Processo de Compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato.** Universidade de Tiradentes (UNIT), Aracaju, SE. 2008.

CAMPOS, D. C. **Potencialidade do sistema de colheita sem queima da Cana-de-açúcar para o seqüestro de carbono**. USP, São Paulo, 2003, p. 7.

CARIELLO, Maria Ester; CASTANEDA, Liliana; RIOBO, Inés; GONZALES, Jimena. **Inoculante de microorganismos endógenos para acelerar el processo compstaje de resíduos sólidos urbanos**. J. Soil Sc. Plant Nutr. Vol 7, 2007.

CARLI, Salete Terezinha. **Uso de degradadores biológicos na aceleração do processo de compostagem dos resíduos orgânicos vegetais e palhas de embalagem** – estudo de caso Ceasa – Curitiba. Universidade Tuiuti do Paraná. Curitiba. p. 40-45, 2010.

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

CARNEIRO, Leonir José. **Compostagem de resíduos agroindustriais: Revolvimento, inoculação e condições ambientais**. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel/PR, 2012.

CEPEA, Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada; CNA, Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. **PIB do Agronegócio** – Dados de 1994 a 2011. Universidade de São Paulo, 2012. Disponível em: < <http://www.cepea.esalq.usp.br/pib/> > Acesso em 22 maio 2013.

COELHO, Fábio Cunha. **Manual Técnico Composto Orgânico**. Programa Rio Rural – Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária, Pesca e Abastecimento. v. 3, p. 4, 2008.

CONAB, Companhia Nacional do Abastecimento. **Acompanhamento da safra Brasileira**, 2013, p. 11.

CONCEIÇÃO, Priscila Soraia. **Avaliação da tratabilidade da cama de frango por processos aeróbios de compostagem visando sua reutilização**. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG, 2012.

CORTEZ, Juan Waldir Mendoza. **Esterco de bovino e nitrogênio na cultura de rabanete**. Universidade Estadual Paulista – São Paulo. p. 6, 2009.

COSTA, M. S. S. M. **Caracterização dos dejetos de novilhos superprecoces: reciclagem energética e de nutrientes.** Tese – Doutorado em Agronomia – UNESP. Botucatu, 2005.

DEVI S.; MANIMARAN, S. **Study of effective microorganisms (EM) on different organic wastes and their effect on growth and yield of rice.** Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, Annamalai University, Annamalai Nagar, (TN) – India. 2010.

DOWNES, F. P.; ITO, K. **Compendium of methods for the microbiological examination of foods.** 4 ed. Washiton, DC: American Public Health Association, 2001.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de solo.** Centro de Agricultura e do Abastecimento. 2º edição, p. 85, 1997.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de pesquisa Agropecuária. **Cultivo do Café Orgânico.** Embrapa Agrobiologia. 2º edição. 2006.

ESPIRITU, Bayani M. **Use od compost with microbial inoculation in container media for Mungbean (Vigna radiate L. Wilczek) and Pechay (Brassica napus L.).** J. ISSAAS Vol. 17, 2011.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.

ETHOS, Instituto Ethos de Empresas e Responsabilidade Social. **Política Nacional de Resíduos Sólidos – Desafios e Oportunidades para as Empresas.** São Paulo, p. 10, 2012.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra Márcia Cesário Pereira. **Manual pratico para a compostagem de biossólidos.** UEL – Universidade Estadual do Paraná. Londrina. p. 9-44, 1996.

FARIAS, M. V. **Produção de enzimas hidrolíticas por leveduras isoladas de solos de áreas preservadas em Roraima, Brasil.** Universidade Federal de Roraima, Boa Vista. 2008, p. 12-16.

FILHO, AngeloBressan. **A geração termoelétrica com a queima do bagaço de cana-de-açúcar no Brasil – Análise do Desempenho da safra 2009-2010.** Diretoria de Política Agrícola e Informações. p. 22, 2011.

GEORGES, F. **Caracterização da palha de cana-de-açúcar do Rio Grande do Sul e de seus produtos de pirólise**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2011, p. 30-32.

GOODFELLOW, M.; MORDARSKI, M. WILLIAMS, S. T. **The biology of the actinomycetes**. Academic Press: 1984.

GOMES, Ana Paula Duarte. **Fundamentos da compostagem de resíduos sólidos**. Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento. 2001.

HAUG, R.T. **The Practical Handbook of Compost Engineering**. Lewis, Boca Raton, 1993.

HECK, Karina; MARCO, Évilin G. de; HAHN, Ana B. B.; KLUGE, Mariana; SPILKI, Fernando R.; SAND, Sueli T. Van Der. **Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, 2013.

HERBETS, R. A.; COELHO, C. R. de A.; MILETTI, L. C.; MENDONÇA, M. M. **Compostagem de resíduos sólidos orgânicos, aspectos biotecnológicos**. Departamento de Bioquímica, UFSC; Departamento de Microbiologia e Parasitologia, UFSC. 2005.

HEIDEMANN, Barbara R.; SILVA, Edilsa R.; SOARES, Marlene; BARBOSA, Valma M. **Compostagem acelerada: análise microbiológica do composto**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, nº 8, p. 2, 2007.

HASSEN, Avdennaceur; BELGUITH, Kaouala; JEDIDI, Naceur; CEHRIF, Mohamed; BOUDABOUS, Abdellatif. **Microbial characterization during composting of municipal solid waste**. Institut National of Recherche Scientifique et Technique, Laboratoire Eau et Environnement, Tunisie; Institut National Agronomique de Tunisie; Faculté des Sciences de Tunis, Tunisie. 2002.

HIGA, Teruo; PARR, James F. **Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment**. International Natura Farming Research Center Atami, Japan, p. 9, 1994.

HIGA, Teruo; WIDIDANA, GedeNgurah. **The concept and theories of effective microorganisms**. University of the Ryukyus, Okinawa. Japan, p. 2, 1991.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Banco de dados Agregados: Pecuária – Efetivo de rebanho (1970 – 2006). 2013a. Disponível em: <127http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pecua/default.asp?t=2&z=t&o=24&u1=1&u2=1&u3=1&u4=1&u5=1&u6=1&u7=1 > Acesso em 14 jun. 2013.

JAY, J. M. **Microbiologia dos alimentos**. 6. Ed. Porto Alegre: Artmed, 2005

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. Piracicaba: Kiehl, 1998.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. 1 ed . Piracicaba. Agronômica Ceres Ltda, 1985, 492p.

KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ªed. Piracicaba. 2004. 173p.

KIEHL, E. J. **500 perguntas e respostas**. 1 ed . Piracicaba. Agronômica Ceres Ltda, 2008, 227p.

LACERDA, A.; GIORI, F.; BONILLA, G.E.; RODRIGUES, M. TONIETO, T. **A técnica de compostagem e seu uso na agricultura**. Departamento de solos e nutrição de plantas, Piracicaba, SP, 2012.

LOPES, Laésse Venâncio; DERISSO, Elder Marcos; SANTARPIOMora, Eliete Aparecida. **A queima da palha da cana-de-açúcar e sua relação com problemas respiratórios**. Revista Brasileira de Ciência da Saúde, nº 14, p 4, 2007.

LOTTO, M.C. **Avaliação da contaminação de alface (*Lactuca sativa*) por coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* em sistemas de cultivo orgânico e convencional**. Lotto – São Carlos: UFSCar, p.45-50, 2009.

MADINGAN, Michael T. **Brock Biology of microorganisms**. Prentice-Hall, 10 ed. São Paulo, 2004.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba. Associação Brasileira para pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989.

MANSO, Kennia Regina de Jesus; FERREIRA, Osmar Mendes. **Confinamento de Bovinos: Estudo de gerenciamento dos resíduos**. Universidade Católica de Goiás. Goiânia. p. 4-6, 2007.

MAPA, Ministério da Agricultura. **Crescimentos do agronegócio e o PIB Brasileiro**. Paraná, 2013.

MARAGNO, Eliane Spricigo; TROMBIN, Daiane Fabris; VIANA, Ednilson. **O uso da serragem no processo de minicompostagem**. Nota técnica, Engenharia Sanitária Ambiental. 2007.

MARIANO, Eduardo. **Mineralização e disponibilidade de nitrogênio em solos cultivado com cana-de-açúcar**. USP – Universidade de São Paulo. p. 15, 2010.

MELO, Gabriel Mauricio Peruca; MELO, Valéria Peruca; MELO, Wanderley José. **COMPOSTAGEM**. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Jaboticabal. p. 1-3. 2007.

MERCAHN, Astrid Johanna Castro; RODRIGUES, Gonzalo Mauricio Matallana; HERNANDEZ, Sonia Echeverry. **Comparacion de la flora microbiana a partir de dos metodologias para el tratamiento de resíduos sólidos domiciliários em Garagoa, Boyacá**. Revista Colomb. Biotecnol. Vol XI No. 2, 2009.

MOOZ, E.D.; SILOCHI, R.M.H.Q. **Verificação das praticas de pós-colheita e processamento mínimo de alface: qualidade microbiológica**. UNIOESTE - Francisco Beltrão. p.45, 2005.

MORAES, Kelly. **Resíduos agropecuários: confira infográfico especial**, 2012. Disponível em: <<http://agricultura.ruralbr.com.br/noticia/2012/06/residuos-agropecuarios-confira-infografico-especial-3791666.html>> Acesso em 02, jan de 2014.

MWEGOHA, W. **Anaerobic Composting of pyrethrum waste with and without effective microorganisms**. African Journal of Environmental Science and Technology Vol. 8, 2012.

NAKAGAWA, Danielle Hiromi. **Influência da adição de micro-organismos eficientes no tratamento de esgoto sanitário utilizando reator aeróbio em bateladas sequenciais**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

NAMSIVAYAM, S. Karthick Raja; NARENFRACUMAR, G.; KUMAR, J. Arvind. **Evaluation of Effective Microorganism (EM) for Treatment of domestic sewage.** Journal of Experimental Sciences, Vol. 2, 2011.

NETO, L. G. G.; SOUZA, M. R.; NUNES, A. C.; NICOLI, J. R.; SANTOS, W. L. M. **Atividade antimicrobiana de bactérias ácido-láticas isoladas de queijos de coalho artesanal e industrial frente a microrganismos indicadores.** Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia, V. 57. 2005, p. 2.

OLIVEIRA, E.C.A. de; SARTORI, R. H.; GARCEZ, T. B.. **Compostagem.** Piracicaba, 2008. 32p.

OLIVEIRA, M. F. **Identificação e caracterização de actinomicetos isolados de processo de compostagem.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2003, p. 15-19.

OLIVEIRA, Sérgio André de Souza. **Aplicação foliar de Nitrato e de Microorganismos Eficazes (EM) e seus efeitos sobre a partição de nutrientes em variedades de Milho (*Zeamays L.*) cultivadas com resíduos industriais.** UFPRJ, p. 10, 2006.

OSAKI, Flora. **Distribuição Espacial de Micro-organismos e Fertilidade em Solos de Dois Ecossistemas Florestais: Floresta Ombrófila Mista e Povoamento Florestal com Pinus Taeda L. em Tijucas do Sul-PR.** UFPR. Curitiba: UFPR, p. 18, 2008.

PEIXOTO, A. M. **Confinamento de bois,** 41B edição, editora globo, 1986, p. 12.

QUEIROZ, F. F. **Avaliação do aproveitamento de resíduos vegetais por meio da compostagem em leiras revolvidas. Estudo de caso de Londrina.** Mestrado: Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade estadual de Londrina. Londrina, 2007.

PEREIRA, L.A.A.; FIALHO, M.L. **Gestão da sustentabilidade: compostagem otimizada em resíduos sólidos orgânicos com a utilização de metodologia enzimática na implantação de uma usina de compostagem de lixo no município de Santa Juliana/MG.** Int. J. Knowl. Eng. Manage., Florianópolis, v.2, n.2, p.52-85, mar/maio, 2013.

PETRIC, I.; SESTAN, A.; SESTAN, I. **Influence of wheat straw addition on composting of poultry manure**. Process Safety and Environmental Protection, v.87, p.206-212, 2009.

REBOLLIDO, R.; MARTINEZ, J.; AGUILERA, Y.; MELCHOR, K.; KOERNER, I.; STEGMENN, R.; **Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste**. Higher Institute of Technologies and Applied Sciences, Cuba; University of Havana, Cuba; Uamburg University of Technology, Germany. 2008.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., ROIG, A., PAREDES, C., BERNAL, M.P. **Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixture**. Bioresource Technology. v.78, p. 301-308, 2001.

SANTOS, I. A.; NOGUEIRA, L. A. H. **Estudo energético do esterco bovino: seu valor de substituição e impacto da biodigestão anaeróbia**. Revista Agroambiental – Abril, 2012, p. 1006.

SANTOS, N. F. **Processamento, Caracterização química e nutricional da silagem biológica de resíduos de pescado para uso em alimentação animal**. Universidade Federal do Ceará. 2000, p. 27.

SÃO PAULO, **Lei Estadual n.º 11.241, de 19 de setembro de 2002**. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2002.

SEAB – Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento DERAL - Departamento de Economia Rural. **Cultura - Análise da Conjuntura Agropecuária – Leite**. 2012

SBIZZARO, Mariana. **Vermicompostagem a partir de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

SCHNORR, S. **Estudo de caso de compostagem de resíduos de podas urbanas e vermicompostagem de esterco bovino no Centro Estadual de Educação Profissional Manoel Moreira Pena**. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) – Faculdade União das Américas. Foz do Iguaçu, 2010.

SCHUCHARDT, Frank. **Composting of Organic Waste. Environmental Biotechnology**. Concept and Applications. 2005.

SEAB, Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. **Números da pecuária Paranaense**. Paraná, p. 1, 2013.

SESTAK, M. **Compostagem de resíduos da indústria de desfibração de algodão**. Trabalho de Graduação (Agronomia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Marechal Cândido Rondon, 2002.

SILVA, Janie Garcia; EIGENHEER, Emilio Maciel; RODRIGUES, Diogo da Costa. **Produção e Aproveitamento de composto orgânico a partir de resíduos de origem vegetal no campus da Universidade Federal Fluminense**. Congresso Nacional de Excelência em Gestão. Rio de Janeiro. p. 4-5, 2009.

SILVA, T. O. da; MENEZES, R.S.C; TIESSEN, H.; SAMPAIO, E.V.S.B; SALCEDO, I.H.; SILVEIRA, L.M. **Adução orgânica da batata com esterco e, ou, Crotalariajuncea: I - produtividade vegetal e estoque de nutrientes no solo em longo prazo**. Rev. Bras. Ciênc. Solo [online]. 2007, vol.31, n.1, pp. 39-49.

SOUMARÉ, M.; DEMEYER, A.; TACK, F.M.G.; VERLOO, M.G. **Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts**. Bioresource Technology. v.81, pg.97–101, 2002.

SYMANSKI, Caroline Seitenfus. **Caracterização de Bactérias Mesófilas Presentes em processo de compostagem**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia. Porto Alegre – RS. 2005.

TEDESCO, M.J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2.Ed. Porto Alegre: Dpto. de solos da UFRGS. 1995, 174p.

TIQUIA, S.M.; RICHARD, T.L.; HONEYMAN, M.S. Carbon, nutrient and mass loss during composting. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v.62, pg.15–24, 2002.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E.G.; MORSELLI, T.B.G.A.; JAHNKE, D.S.; BRUM Jr, B. de S.; CABRERA, B.R.; MORAES, P. de O.; LOPES, D.C.N. **Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos**. Arch Zootec. p. 1-3, 69, 2009.

VASCONCELLOS, FrancieliMahnic. **Padrão de adesão agregativa e formação de biofilme em *Escherichia coli* enteroagregativa típica e atípica: papel da proteína Shf**. USP - São Paulo, 2009. p. 18.