

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**COMPOSTAGEM DE LODO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES SANITÁRIOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Heron da Silva Pereira

**Santa Maria, RS, Brasil
2018**

COMPOSTAGEM DE LODO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

por

Heron da Silva Pereira

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental.**

Orientadora: Prof^a Dr^a. Andressa de Oliveira Silveira

Santa Maria, RS, Brasil

2018

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Engenharias
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**COMPOSTAGEM DE LODO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES SANITÁRIOS**

elaborado por
Heron da Silva Pereira

como requisito parcial para obtenção do título de
Mestre em Engenharia Ambiental

COMISSÃO EXAMINADORA:

Andressa de Oliveira Silveira, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Adilson Luís Bamberg, Dr. (EMBRAPA)
(Co-orientador)

Delmira Beatriz Wolff, Dra. (UFSM)

Lizete Stumpf, Dra. (EMBRAPA)

Santa Maria, 28 de setembro de 2018.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Solon e Viviane pela a dedicação e apoio durante todos esses anos. Sem vocês nada disso seria possível.

As minhas duas avós Maria e Francisca por todos os conselhos e aprendizado.

Á Priscila, que me ajudou em todas as etapas do processo e me deu forças para continuar nesse caminho.

Aos meus amigos Rodolfo, Gabriel Funes, que me ajudaram na montagem do experimento.

A Elton, por toda a ajuda e parceria nos revolvimentos do experimento.

Ao meu primo Gabriel Calearo e meu irmão Nathaniel Pereira por estarem presente e me ajudarem sempre que foi preciso.

A minha orientadora Andressa S. O. por toda a ajuda, compreensão e dedicação durante esse tempo.

A excelente equipe da EMBRABA, Adilson, Ivan, Lizete e Rosane pela parceria e auxilio.

A Hamilton, por toda a dedicação e precisão com as medições de temperaturas.

As famílias Fragole e De Marchi pela ajuda todos esses anos, auxiliando-me para que esse trabalho fosse concluído.

Á Beatriz S. V. que esteve sempre presente em toda minha carreira acadêmica como amiga e orientadora.

Aos meus professores da UFPEL e UFMSM por me fornecerem todas as ferramentas que tornou esse estudo possível.

RESUMO

COMPOSTAGEM DE LODO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

AUTOR: HERON DA SILVA PEREIRA
ORIENTADORA: ANDRESSA DE OLIVEIRA SILVEIRA

Com o desenvolvimento das tecnologias ambientais os tratamentos de esgotos e efluentes têm se tornados cada vez mais eficientes na remoção de poluentes. Com isso, cargas maiores de xenobióticos são removidas das águas residuais, ou seja, uma maior quantidade de lodo é removida dos efluentes. Esses biolodos possuem características distintas, variando de região e do tipo de tratamento de esgoto mas possuem potencial de serem reaproveitados como fertilizantes orgânicos. No entanto, para que seja utilizado com esta finalidade, o lodo do tratamento de esgotos necessita passar por um processo de eliminação de patógenos e estabilização dos demais parâmetros físico-químicos, e a compostagem é uma técnica que viabiliza esse tratamento. O objetivo desse trabalho foi avaliar o processo de compostagem de um lodo de estação de tratamento de efluente sanitário, visando obter um composto que atenda a legislação vigente para a utilização em solo agrícola. Foram testados quatro tratamentos: T1- Lodo aeróbio + maravalha; T2- Lodo aeróbio + maravalha + monzogranito; T3- Lodo aeróbio + maravalha + bagaço de cana; T4- Lodo aeróbio + maravalha + bagaço de cana+ monzogranito. A compostagem durou 90 dias e foram analisados os principais parâmetros físico-químicos descritos na legislação brasileira. O estudo mostrou que o bagaço de cana-de-açúcar e o monzogranito melhoraram a compostagem, e que todos os tratamentos tiveram remoção significativa de patógenos estabelecida na Resolução CONAMA nº 375/2006. Porém, o processo não atendeu a Resolução CONAMA nº 481/2017 no quesito temperaturas.

Palavras-chave: Biolodo, monzogranito, bagaço de cana-de-açúcar.

ABSTRACT

SLUDGE COMPOSITING FROM A SEWAGE TREATMENT SYSTEM

Due to the development of environmental technologies, sewage and effluent treatment has become increasingly efficient in the removal of pollutants. As a result, loads of xenobiotics are removed from the wastewater. In another words, a greater amount of sludge is removed from the effluent. This sludge has distinct characteristics, varying in region and type of sewage treatment, moreover, it has potential to be reused as organic fertilizers. However, in order to be used for this purpose, sewage sludge needs to pass over a process of elimination of pathogens and stabilization of other physical-chemical parameters, and composting is a technique that makes this treatment viable. The purpose of this dissertation was to evaluate the composting process of a sewage treatment plant, in order to obtain a compost that complies with current legislation to be used in agricultural soil. Four treatments were tested: T1- Aerobic sludge + wood shaving; T2- Aerobic sludge + wood shaving + monzogranite; T3- Aerobic sludge + wood shavings + sugarcane bagasse; T4- Aerobic sludge + sugarcane bagasse + monzogranite. The composting lasted 90 days and the main physical-chemical parameters described in the Brazilian legislation were analyzed. The study showed that sugarcane bagasse and monzogranite improved composting, and that all treatments had significant removal of pathogens established in CONAMA Resolution No. 375/2006. However, the process did not comply with CONAMA Resolution No. 481/2017 in terms of temperatures.

Key words: Sludge, rock monzogranite, sugarcane bagasse.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01 –	Fluxograma da montagem do experimento.....	30
Figura 02 –	Divisão das células de compostagem e matérias primas separadas para a montagem	33
Figura 03 –	Células de compostagem impermeabilizadas	34
Figura 04 –	Gráfico de temperatura (°C) x dias decorridos.....	38
Figura 05 –	Gráfico do pH no eixo y e dias decorridos no eixo x.....	40
Figura 06 –	Gráfico da umidade (%) medida semanalmente correlacionada com a temperatura, zonas termais, em função do tempo decorrido.....	41
Figura 07 –	Condutividade (uS/cm ²) em relação o tempo.....	43
Figura 08 –	Grânulos presentes no composto.....	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Composição físico-químicas das matérias primas para o dimensionamento do sistema de compostagem.....	31
Tabela 2 –	Análise físico-químicas dos tratamentos após a montagem do experimento.....	32
Tabela 3 –	Parâmetros analisados no início do processo em comparação com o estágio final da compostagem.....	45
Tabela 4 –	Parâmetros agronômicos.....	47
Tabela 5 –	Parâmetros inorgânicos.....	49
Tabela 6 –	Parâmetros microbiológicos.....	50

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 –	Relação C/N.....	31
-------------	------------------	----

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A –	Layout da montagem das células de compostagem, divididas por camadas e quantidade de material (Kg) usado em cada camada, dispostas por tratamentos e localização dos tratamentos no galpão.....	65
Apêndice B –	Gráfico da temperatura contendo os revolvimentos e a adição de água ao longo do processo.....	66

LISTA DE ANEXO

Anexo A	Teores de contaminantes inorgânicos no lodo da estação de tratamento de esgoto da CORSAN em Rio Grande ao longo das quatro estações do ano.....	67
---------	---	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 JUSTIFICATIVA.....	16
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivo Específicos.....	16
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	17
3.1 Lodos de tratamento de efluentes domésticos.....	17
3.1.1 Características físico-químicas do lodo de ETE.....	17
3.1.2 Características biológicas do lodo de ETE.....	18
3.1.3 Técnicas de estabilização do lodo.....	19
3.2 Compostagem.....	20
3.2.1 Fases da compostagem	21
3.2.2 Os parâmetros que afetam a compostagem.....	22
3.2.3 Processos de degradação envolvidos na compostagem.....	27
3.3 Compostagem do lodo de estação de tratamento de efluentes domésticos e industriais.....	28
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
4.1 Montagem e condução da compostagem.....	30
4.2 Amostragem e parâmetros analisados.....	34
4.3 Análises físico-químicas.....	35
4.4 Análise estatística.....	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	37
6. CONCLUSÕES.....	51
7. REFERÊNCIAS.....	52
APÊNDICE.....	65
ANEXO.....	67

1. INTRODUÇÃO

O tratamento de efluentes domiciliar e industrial é um processo de suma importância para a conservação da qualidade ambiental. Esse procedimento representa a preservação e conservação dos recursos hídricos, podendo proporcionar o reuso da água. Em virtude disso, é indispensável à saúde pública o tratamento de esgotos e efluentes (ETEs) nos centros urbanos e nas regiões rurais. Este tratamento é feito por meio de tecnologias e obras de engenharia, porém, a descontaminação das águas servidas gera sólidos provenientes dos dispositivos unitários de tratamento. Os resíduos gerados no processo de tratamento de efluentes possuem características gerais provenientes do esgoto bruto, podendo ser denominados lodo de esgoto, biossólidos ou biólodos.

Com o aumento da população e dos centros urbanos, uma maior quantidade de efluentes é gerada, assim como o desenvolvimento de características físico-químicas mais complexas. Quanto mais avançada apresentar-se a tecnologia de tratamento, maior será a taxa de remoção dos sólidos dissolvidos, nutrientes, metais pesados, compostos químicos, entre outros. A gestão dos custos de manutenção e disposição dos biossólido se aproxima de 60% dos custos gastos nas estações de tratamento (PLAMSAB,2015). Em algumas situações, os projetos iniciais das ETEs não levaram em consideração o armazenamento e tratamento do lodo e desta maneira, a etapa de destinação do biossólido acabava sendo realizada em caráter emergencial, conseqüentemente elevando os custos ambientais e financeiros da sua manutenção adequada. De acordo com a CESTEB (2001) em 2001 a produção anual de lodo de ETEs no Brasil era entre 150 mil a 220 mil toneladas de matéria seca por ano, em 2018 Bringhenti *et all* (2018) estimaram uma quantidade de $51.10^3 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ de lodo desidratado a 20% de sólidos para a população brasileira de 200 milhões de habitantes, ou seja, usando uma massa específica de 1060 Kg.m^{-3} o valor da produção anual de lodo fica na ordem de 19461,6 mil toneladas de matéria seca por ano.

Em função de sua composição química, como o elevado teor de nitrogênio e fósforo, o lodo de esgoto apresenta características desejáveis para uso como fertilizante agrícola. Todavia, além dos compostos químicos concentrados, o lodo possui uma diversificada gama de microrganismos, como: vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Alguns desses microrganismos podem ser potencialmente patogênicos e, em virtude disso, técnicas de sanitização podem ser requeridas para aplicação dos biossólidos no solo.

Algumas alternativas estão sendo estudadas para a estabilização e higienização dos lodos de estação de efluentes domésticos e posterior reutilização do material orgânico. Pode-se citar como exemplo a oxidação úmida, pasteurização, secagem térmica, estabilização alcalina, incineração, vermicompostagem e compostagem.

A compostagem é uma técnica de baixo custo de implementação e de fácil manejo. O processo consiste em adicionar uma fração orgânica (lodos) juntamente a um material estruturante rico em carbono (maravalha, podas, casca de arroz, lascas de madeira, etc.) para após um determinado tempo obter-se um biofertilizante. O cerne do processo é a degradação do biossólido a partir dos microrganismos naturais presentes no meio ambiente. No entanto, o processo microbiano deve ser estimulado com as condições ideais para que os microrganismos aeróbios se estabeleçam garantindo as diversas sucessões das comunidades microbianas.

Além da mineralização dos nutrientes, deixando-os de uma forma disponível para as plantas, durante o processo de compostagem irá ocorrer a sanitização do composto. Devido, principalmente, as altas temperaturas os patógenos presentes, como bactérias, vírus e helmintos, são inativados. Portanto, devido à grande quantidade de lodo gerados nas ETEs e ao grande potencial poluidor desse material é evidente que existe uma necessidade do descarte ambientalmente adequado. Em virtude disso, o estudo visou estudar a condução da compostagem de lodo de esgoto com maravalha, bagaço-de-cana e monzogranito visando a eficiência do processo no que tange a eliminação de patógenos e a disponibilidade de macro e micronutrientes agrícolas.

2. JUSTIFICATIVA

Atualmente, nas unidades de tratamento de esgotos da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN), os lodos gerados estão se tornando passivos ambientais devido à falta de manejo adequado desses biossólidos. O projeto justifica-se pela necessidade do descarte ambientalmente correto dos lodos provenientes de sistemas de tratamento de esgoto.

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o processo de compostagem de um lodo de estação de tratamento de efluente sanitário, visando obter um composto que atenda a legislação vigente para a utilização em solo agrícola.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar parâmetros físico-químicos durante e após o processo de compostagem de um lodo de estação de tratamento de efluente sanitário combinado com diferentes proporções de maravalha, bagaço de cana-de-açúcar e pó de monzogranito.

Analisar o efeito da adição do pó de monzogranito e do bagaço de cana-de-açúcar como um bioestimulante para o sistema de compostagem.

Verificar se as condições obtidas durante o processo de compostagem atendem as determinações descritas na resolução CONAMA n° 375/2006 e resolução CONAMA n° 481/2017.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. LODOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Os lodos de estações de tratamento de esgoto (ETE) também podem ser chamados de biossólidos ou biolodos. São originados nas diversas operações unitárias do tratamento de efluentes domésticos, sendo que, em cada trecho do processo há um lodo com características distintas. As características físico-químicas e microbiológicas do lodo produzido nas estações de tratamento dependem do esgoto bruto a ser tratado, da época do ano, do clima, da presença de efluentes industriais, do tipo de sistema de tratamento, entre outros (CHERNICHARO, 2007; SANT'ANNA JR, 2013).

Na parte inicial do tratamento são retidos os sólidos de maior dimensão por processos físicos, o lodo gerado é composto em sua maior parte por areia e resíduos urbanos (PEGORINI e ANDREOLI, 2006). Já nas fases seguintes, sucede-se a retirada do material particulado por meio de tratamentos químicos, biológicos ou combinados (HAANDEL e SOBRINHO, 2006).

Os tratamentos químicos consistem na decantação ou flotação, usando coagulantes orgânicos ou inorgânicos, formando um lodo rico em nutrientes, metais, matéria orgânica e contaminantes persistentes (PIVELI *et al.*, 2009). Os lodos formados por esse processo podem ser mais recalcitrante devido a altas concentrações de metais como o alumínio e ferro, provenientes da utilização de coagulantes a base de sulfato de alumínio e sulfato de ferro.

Já os processos biológicos podem ser anaeróbios e aeróbios, conferindo uma característica com maior carga de microrganismos no lodo (BENTO *et al.*, 2005; SANT'ANNA JR, 2013). Os processos aeróbios formam maior quantidade de lodo do que os anaeróbios, isso ocorre devido à duplicação celular ser mais rápida, apresentando uma alta densidade celular (HAANDEL e SOBRINHO, 2006).

3.1.1. Características físico-químicas do lodo de ETE

As características físico-químicas do lodo dependem das etapas de formação, entretanto, em sua totalidade possuem carbono e nitrogênio em grandes quantidades na forma orgânica. Isso lhes possibilita serem ótimos elementos para a condução da degradação biológica, tornando esse resíduo uma boa opção para tratamentos de estabilização como a

compostagem (BOEIRA *et al.*, 2002; SIMONETO *et al.*, 2003). As cargas significativas de macro e micro nutrientes estão presentes nos biólodos, sendo o fósforo um dos mais importantes devido à sua utilização na agricultura (FILHO, 2011). O fosforo é encontrado no lodo em sua forma inorgânica é considerado excelente para a utilização como adubo (CARVALHO, 2015).

O lodo de ETE pode apresentar também características tóxicas ou mutagênicas em sua composição, como o cromo, cádmio e o chumbo (MACEDO *et al.*, 2012). Outros compostos que podem ser encontrados são os oriundos da medicação humana, Martín, Santos e Alonso (2015, p.100) demonstraram a presença de estruturas oriundas da medicação humana nas seguintes concentrações: Anti-inflamatórios 5,36 à 705 mg/Kg.dm, antibióticos (sulfamethoxazole 24,7 mg/Kg.dm e trimetoprim 131 mg/Kg.dm), antiepiléticos 0,44 à 214 mg/Kg dm, estimulantes e hormônios.

Bittencurt *et al.* (2012) trabalhou com o lodo de estação de tratamento de esgoto de Padilha do Sul proveniente dos processos biológicos. Passando por processo sanitário de estabilização alcalina, o lodo apresentou os seguintes minerais :0,19g.100⁻¹g K; 19,70 g.100⁻¹g Ca; 0,09 g.100⁻¹g Al; 2,33 g.100⁻¹g Fe; 0,32 g.100⁻¹g S; 0,07 g.100⁻¹g Na; 10,0 g.100⁻¹g Corg.

3.1.2. Características biológicas do lodo de ETE

O lodo de ETE apresenta uma carga elevada de parasitas intestinais, como ovos viáveis de *Ascária*, *Toxocara*, *Taenia* e *Trichuris* (VAGAS *et al.*, 2013; ZYBEL *et al.*, 2015). Ainda, são encontrados microrganismos patógenos como: *Salmonella*, Coliformes fecais e totais, *E. coli*, *Streptococos fecais*, etc. (FILHO, 2011; VARGAS *et al.*, 2013; HECK, 2013).

Além dos parasitas citados acima, os vírus representam uma grande importância no estudo de caracterização dos lodos de tratamento de efluentes. Por não se reproduzirem sem suas células hospedeiras, eles se encontram em baixas concentrações no meio ambiente e dificultam sua detecção através dos sistemas de amostragem convencionais.

Os Enterovírus são representados por mais de 60 tipos, sendo as famílias mais conhecidas apoliiovirose, coxsackieviruses e echoviruses (IRANI, 2013). Outros vírus entéricos associados ao lançamento de efluentes e lodos das estações de tratamento de

efluentes são os rotavírus, norovírus, vírus da hepatite tipo A e E, adenovírus e calicivirus (ROCKX *et al.*, 2002; TAVARES, CARDOS e BRITO, 2005).

A presença destes organismos destaca o cuidado a ser tomado com a saúde pública e bem estar social. Os rotavírus e norovírus são os principais causadores de diarreia e gastroenterites (CARDOSO *et al.*, 1989; CILLI *et al.*, 2011), já os calicivirus e os adenovírus são causadores de diarreias e vômitos (TAVARES, CARDOS e BRITO, 2005; MULLER *et al.*, 2010)

Os vírus da perigosa hepatite A e E são vinculados ao crescimento populacional e à taxa de saneamento básico existente nessas localidades. A via de contaminação é fecal através de águas contaminadas (TAVARES, CARDOS e BRITO, 2005; BARRELLA *et al.*, 2009). Importante sempre lembrar que as hepatites A, B e C são as mais frequentes no Brasil (FERREIRA e SILVEIRA, 2004).

3.1.3. Técnicas de estabilização do lodo

Para a higienização e estabilização do lodo algumas técnicas podem ser empregadas, sendo as mais utilizadas: compostagem, secagem térmica, tratamento térmico, processo de irradiação, biodigestão, pasteurização e estabilização com cal (IPT, 1990; BRASIL, 2006). A biodigestão é um processo muito comum que, em certas ocasiões, antecede outros processos de tratamento, como a compostagem e a vermicompostagem. Porém, longos períodos de biodigestão podem mineralizar a grande parte dos nutrientes disponíveis no composto, tornando a compostagem mais lenta (FERNANDES, 1993). Já as técnicas que utilizam tratamento térmico são bastante efetivas, no entanto possuem altos custos e diminuem drasticamente a concentração de nutrientes no biofertilizante.

Nesse contexto a compostagem do lodo surge como uma alternativa de fácil aplicação e melhores resultados quando comparada com outras técnicas de estabilização. A compostagem apresenta vantagens devido aos outros processos por possuir uma composição que pode ser criada com materiais da região e por possuir um baixo custo de operação. A técnica de compostagem para a sanitização de lodos é indicada pela Agencia de Proteção Ambiental Americana e pelas duas principais normas Brasileiras a Conama n°375/2006 e a n°481/2017 (BRASIL, 2006; BRASIL, 2017).

3.2. COMPOSTAGEM

A compostagem é um dos métodos mais antigos utilizado por fazendeiros que convertiam o resíduo orgânico em nutrientes para o solo (USEPA, 1980). Os próprios microrganismos existentes no ambiente degradavam os componentes mais complexos em suas formas mais simples (PINTO *et al.*, 2015). A compostagem se refere a mistura de materiais orgânicos degradada por várias populações microbianas, o processo consiste em três fases mesofílica, termofílica e a de declínio ou final, resultando na estabilização e sanitização do composto final (INSAM e BERTOLDI, 2002; FUCHS, 2010).

Por se tratar de um processo exotérmico a técnica de compostagem consegue selecionar os organismos predominantes no composto devido ao gradiente térmico. Além disso, a maioria dos patógenos são microrganismos mesófilos, ou seja, atua em faixas de temperatura ideais para parasitar o corpo humano (USEPA, 2003). Nesse ciclo o processo também é responsável pela redução da matéria orgânica, o desprendimento de gás carbônico e do nitrogênio atmosférico (WARM, 2015).

Outra característica importante é o fato de que a maioria dos organismos presentes nas leiras de compostagem são microrganismos aeróbios, e estes necessitam de oxigênio para proporcionar uma maior degradabilidade da matéria orgânica em um curto período de tempo (USEPA, 1980; MOON, 1997). Para que a biooxidação ocorra é necessário haver uma determinada relação entre os macro e micro nutrientes que favoreçam a replicação dos organismos degradadores. Durante esse processo de decomposição aeróbia, a matéria orgânica entra em diferentes vias metabólicas, sendo elas: mineralização, humificação, respiração aeróbica, respiração anaeróbica e a fermentação (INSAM e BERTOLDI, 2002).

Os sistemas de compostagem podem ser divididos em três grupos. As leiras revolvidas, onde a mistura de resíduos é disposta em pilhas, sendo a aeração fornecida pelo revolvimento da camada e pela convecção e difusão do ar (USEPA, 1999; SÁ *et al.*, 2014; SHEN *et al.*, 2015). As células estáticas, que são formadas por camadas sem revolvimento, sendo que a montagem das leiras com granulometria mais grosseiras é que irá favorecer a entrada de ar por difusão. E os reatores, que são sistemas de compostagem controlados, onde a umidade, temperatura e o revolvimento são monitoradas diariamente. Cada sistema torna-se usual dependendo das características do resíduo utilizado e da disponibilidade de espaço e tecnologia.

Vários materiais podem ser utilizados no processo de compostagem. Pode-se citar a compostagem dos resíduos orgânicos gerados da linha de produção dos abates suínos, bovinos e ovinos (COSTA *et al.*, 2006; PAIVA *et al.*, 2012; FUJII *et al.*, 2014). Os resíduos urbanos também são utilizados como fonte de carbono e nutrientes na massa de compostagem (KARADCE *et al.*, 2013; ELUAQOUDI *et al.*, 2015; SHEN, 2015). Outro material que vem sendo aplicado como matéria prima da compostagem são os lodos provenientes das estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais (HENCK *et al.*, 2013; SÁ *et al.*, 2014).

3.2.1. Fases da compostagem

A compostagem ocorre em fases distintas que envolvem diferentes processos metabólicos. A fase inicial é chamada de mesofílica e ocorre em temperaturas que variam de 25°C até 40 °C, onde os componentes de mais fácil degradação, como acetatos, proteínas e amidos, são utilizados nas rotas microbianas (INSAM e BERTOLDI, 2002; TAIN, 2013).

A segunda fase, termofílica com temperaturas que variam de 35°C até 65°C, é composta por microrganismos degradadores dos substratos mais complexos. Essa fase é responsável por higienizar o material destruindo os organismos patogênicos (INSAM e BERTOLDI, 2002; KARADAG *et al.*, 2013; NADIA *et al.*, 2015). Porém, nem todos os organismos patogênicos são sensíveis às altas temperaturas, assim a sanitização do material também depende do tempo em que o composto é exposto ao calor (FUCHS, 2010; GONZÁLES *et al.*, 2015).

Após a fase termofílica, o composto retorna aos níveis mesófilos, na chamada fase de resfriamento, com redução das temperaturas alcançadas na fase termofílica. Essa fase ocorre devido a diminuição da disponibilidade de substratos, tornando o composto habitável novamente para os microrganismos mesófilos (INSAM e BERTOLDI, 2002; PEREIRA *et al.*, 2014).

Por fim, há a fase de declínio, onde os compostos degradáveis se tornam pouco disponíveis, havendo predominância das suas formas mineralizada, diminuindo a atividade microbiana e ocasionando a morte de diversas comunidades (INSAM e BERTOLDI, 2002; FUCHS, 2010).

Durante as diferentes fases da compostagem ocorre uma sucessão de espécies microbianas, formando assim uma dinâmica característica entre as bactérias, actinomicetos,

fungos e vírus (INSAM e BERTOLDI, 2002; TAIN, 2013). As características de sucessão da microbiota demonstram a fase em que o composto está, e a identificação das culturas predominantes nesse sistema são de extrema relevância (NADIA *et al.*, 2015; WANG, 2015). Com isso, condições mais favoráveis podem ser introduzidas no processo, a fim de, aumentar a taxa de degradação do contaminante (KARADAG *et al.*, 2013; GONZÁLES *et al.*, 2015).

3.2.2. Os parâmetros que afetam a compostagem

Os parâmetros que afetam a compostagem são estudados por influenciarem positivamente e negativamente no desenvolvimento da compostagem. Os procedimentos para o sucesso da compostagem dependem do balanço correto entre os parâmetros físicos e químicos. Os parâmetros mais importantes no processo são: temperatura, aeração, umidade, granulometria, pH e relação carbono e nitrogênio. A compostagem também é afetada pela escolha dos insumos, a adição do monzogranito e do bagaço de cana-de-açúcar interferem no desenvolvimento do processo, por possuírem incrementos de nutrientes orgânicos e inorgânicos.

3.2.2.1 Temperatura

A temperatura é um dos mais fáceis indicativos da ação microbiana no composto. A liberação dos nutrientes nos sistemas de compostagem aeróbios são regidas pelas reações biooxidativas resultando em um considerável aumento da temperatura total da leira. Os microrganismos degradadores possuem um metabolismo aeróbio e são exotérmicos, isto é, liberam calor e gás carbônico. Por esse motivo, a compostagem alcança altas temperaturas em torno dos 60 a 70° C funcionando como um esterilizante térmico (KARADAG *et al.*, 2013; FUJII *et al.*, 2014).

As baixas temperaturas externas do inverno rio-grandense não afetam a dinâmica da compostagem. Em experimentos realizados nessa região, durante as estações mais frias do ano, a temperatura externa não interferiu na temperatura interna das leiras, porém afetou a temperatura superficial das mesmas (CORRÊA *et al.*, 2009; VALENTE *et al.*, 2014).

Outro fator que ocasiona um incremento no aumento da temperatura é a liberação do nitrogênio orgânico na fase oxidativa, correlacionado com a elevada mineralização do composto (BUSTAMANTE, 2012). Bem como as menores partículas do material

estruturante, que contribuem para a retenção da energia liberada pelos microrganismos em forma de calor (KUNZ *et al.*, 2008).

Do ponto de vista da ecologia microbiana, a temperatura é um dos mais importantes fatores na sucessão das espécies presentes na compostagem, porém alguns microrganismos se tornam latentes devido as altas temperaturas termofílicas (TIAN, 2013). No entanto, o processo pode ser conduzido em temperaturas mesofílicas sendo este mais lento e com menor eficiência na sanitização do composto, não neutralizando patógenos (IPT, 1990).

3.2.2.2 Aeração

A aeração é um dos principais parâmetros de desenvolvimento microbiano, pois a compostagem é um processo aeróbio. A baixa aeração pode inibir a atividade microbiana tornando o processo de cura do composto mais lenta. Além disso, pode reduzir a temperatura da biomassa. Já a aeração em excesso, pode secar demais a leira formando assim canais preferenciais para a passagem do ar. Em alguns casos, com as altas temperaturas e o material carbonáceo ressecado, pode haver combustão.

No interior das leiras de compostagem, existem microrganismos anaeróbios, aeróbios e facultativos. Os mais importantes são os organismos aeróbios que utilizam o ciclo de Krebs e a fosforilação oxidativa (BLANK, 2008). Esses organismos possuem um coeficiente de degradação e reprodução maior do que os demais microrganismos, sendo assim mais importantes no processo de compostagem. Por esse motivo, a oxigenação do composto deve ser bem conduzida (FUCHS, 2010).

Esse processo pode ocorrer por três principais formas: aeração por difusão, aeração forçada, revolvimento das leiras ou aeração passiva (MATOS *et al.*, 2012; KARADAG *et al.*, 2013). O sistema de aeração por revolvimento de leiras é mais utilizado quando a compostagem é conduzida em espaços maiores e demanda uma maior mão de obra (CORRÊA, FONSECA E CORRÊA, 2007; HECK *et al.*, 2013).

3.2.2.3 Umidade

A umidade é vital para as reações enzimáticas microbianas. Os teores ideais de umidade situam-se entre 50 e 60% (KUNZ *et al.*, 2008; SHEN *et al.*, 2015). Teores elevados de umidade ocupam os espaços destinados ao oxigênio, com isso, o processo pode se tornar anaeróbico, formando mau cheiro e chorume (CORRÊA, FONSECA e CORRÊA, 2007;

HECK *et al.*, 2013). Em contra partida, as baixas taxas de umidade limitam o crescimento microbiano e diminuem a velocidade das reações.

A manutenção da umidade é um fator a ser considerado como limitante no processo. A taxa de umidade está relacionada proporcionalmente com o aumento da temperatura e o aumento da degradação biológica. A água presente nos processos de compostagem interage linearmente com outros parâmetros, como, pH, temperatura, relação C/N, degradação da hemicelulose e celulose (SHEN *et al.*, 2015).

3.2.2.4 Granulometria

A escolha da granulometria do material está diretamente ligada à aeração da leira, sendo que materiais com uma maior granulometria, como a maravalha e o bagaço-de-cana, proporcionam uma aeração mais homogênea no interior da estrutura. Em contra partida, um baixo diâmetro de grão proporciona um carbono disponível de melhor qualidade, como a serragem, para os microrganismos, devido a sua área de contato ser maior, porém, aumenta a compactação do material dificultando assim a difusão de ar e a diminuição da evaporação (VALENTE *et al.*, 2008; KUNZ *et al.*, 2008). Em contra partida, tamanho de partículas maiores pode acarretar em uma compostagem mais lenta, tornando o processo demasiadamente demorado (BUSNELLO, 2013).

Brito, Mourão e Coutinho (2014), utilizaram para a compostagem uma granulometria de <80 mm para acácia, <15mm para casca de pinheiro e mármore branco moído, já Budzak, Maia e Mangrich (2004, p. 400) em um experimento semelhante compostaram resíduos da indústria de celulose e serragem de *Pinus t.* moída e peneirada de 2mm e ambos chegaram a conclusões satisfatórias para a utilização do composto como adubo.

3.2.2.5 pH

O pH inicial ideal deve ser em torno da neutralidade, caso contrário, pode retardar ou inibir a ação da biodegradação. No entanto, o processo de compostagem tolera alterações de pH entre 6 a 8, normalmente ocorre uma variação do pH durante o processo de compostagem (BUSTAMANTE *et al.*, 2012; VALENTE *et al.*, 2014; NADIA *et al.*, 2015).

O pH é um fator indicativo da fase do composto em conjunto com a temperatura. Dividindo a compostagem em três fases, a inicial que é mesofílica, a fase termofílica e a fase de maturação, é possível observar mudanças do pH no composto de acordo com as fases.

Durante a fase inicial o pH se mantém levemente ácido, na fase termofílica o pH se torna alcalino devido a volatilização da amônia e hidrólise das proteínas, por fim na fase de maturação o pH se torna neutro (FERNANDO e SOUZA, 2001; HACK, 2013).

3.2.2.6 Relação carbono/nitrogênio

A proporção do nitrogênio e carbono deve ser equilibrada mantendo uma relação entre ambos os nutrientes para atender aos requisitos do metabolismo microbiano. O nitrogênio é usado pelos microrganismos para síntese de proteínas e para a respiração protoplasmática, já o carbono é fonte de energia para os processos metabólicos (MEIRA, CAZZONATTO e SOARES, 2012). A relação C/N é utilizada também como parâmetro para a determinação da maturidade final do material, visto que, a adição de compostos não estabilizados ao solo podem liberar grandes quantidades de energia queimando as plantas (IPT, 1990).

Para que o processo de compostagem ocorra corretamente é necessário que materiais estruturantes sejam adicionados visando o ajuste da relação C/N ideal é de 30/1 (BUSTAMANTE *et al.*, 2012; PEREIRA *et al.*, 2014).

O material estruturante é essencial para o sucesso da compostagem, aumentando a taxa de carbono disponível para os microrganismos e estruturando as leiras de compostagem de forma a garantir uma boa aeração e reduzindo as fugas de temperatura. O material escolhido deve ser coerente com as atividades econômicas da região, assim reduzindo os custos do processo (PROSAB,1999). Esses materiais podem ser: maravalha, casca de arroz, serragem, lascas de madeira, podas, bagaço de cana-de-açúcar, entre outros (KUNZ *et al.*, 2008; TIAN *et al.*, 2013; BRITO, MOURÃO e COUTINHO, 2014; NADIA *et al.*, 2015).

Para a compostagem de lodo das estações de tratamento de efluentes, a relação C/N alta, de 50 a 60:1, não proporcionam o balanço mineral adequado para os microrganismos atingirem a fase termófila devido à rápida degradação das proteínas e açúcares iniciais (FERNANDES *et al.*, 1993, p.569; NADIA *et al.*, 2015). Porém, a relação C/N baixa, com valores menores que 30/1, não proporciona a quantidade de carbono necessário para o crescimento celular dos microrganismos.

3.2.2.7 Agromineral

As investigações sobre o potencial agrícola de minerais e rochas como fontes alternativas de fertilizantes tem sido estudada com base nas pesquisas com a produção direta

de mudas (SOUZA, 2014). As rochas silicáticas atualmente estão sendo as mais utilizadas para a incorporação no solo, por apresentarem maior número de nutrientes (GILLMAN, 1980; VAN STRAATEN, 2002). Essa técnica, chamada de remineralização ou rochagem, pode trazer melhorias para o solo, como: correção da acidez, fonte de nutrientes e acondicionamento do solo.

Já a adição do pó de rocha na compostagem traz benefícios não somente enriquecendo o composto final, mas também aumenta os teores de potássio e fósforo no composto (SILVA, 2008; EMBRAPA, 2010). O potássio e o fósforo, normalmente são nutrientes limitantes no desenvolvimento microbiano nas células de compostagem. Ou seja, a adição desse tipo esse material é uma maneira de acelerar a degradação da matéria orgânica (MENDES, 2011; MORAES, 2012).

No processo de rochagem um fator limitante é a baixa solubilidade dos nutrientes, tornando a absorção pelas plantas lenta e gradual (LEONARDOS, THEODORO e ASSAD 2000). Nesse sentido, os microrganismos degradadores atuantes nas pilhas de compostagem seriam responsáveis por assimilar os nutrientes insolúveis para o seu crescimento celular e depois disponibilizá-los em outra forma para as plantas. Outra via para solubilização do fosfato é o meio rico em gás carbônico, ou seja, em conjunto com a matéria orgânica sendo compostada, o CO₂ combina-se ao fosfato tricálcico, insolúvel, formando fosfato dicálcico que por sua vez se junta novamente com o gás carbônico abundante no meio formando o fosfato bicálcico, solúvel em água (BRANCO, MURGEL e CAVINATTO, 2001).

3.2.3 Processos de degradação envolvidos na compostagem

Na compostagem os microrganismos presentes nas pilhas utilizam os elementos disponíveis nos resíduos sólidos para a síntese energética. Nesse processo são consumidos e transformados elementos considerados excessivos para a disposição dos resíduos sólidos diretamente no solo. Os elementos de maior interesse do ponto de vista da compostagem são: carbono, nitrogênio, lipídios, açúcares, lignina, celulose, hemicelulósica e enxofre.

A transformação do carbono aumenta durante o tempo de compostagem, diminuindo assim o teor de matéria orgânica, transformando o carbono disponível em energia e em perdas

da respiração anaeróbia através do metano (CH₄) e da respiração aeróbia através do gás carbônico (CO₂) (BUDZAK, MAIA e MANGRICH, 2004; CHUMENTI, 2015).

O elemento nitrogênio é adicionado no sistema através de compostos a base de proteínas e aminas (HE *et al.*, 2015). Em certas condições o teor de nitrogênio durante o processo de compostagem pode aumentar ao longo do tempo. Isso pode acontecer devido às perdas de nitrogênio por volatilização serem inferiores às perdas da matéria orgânica pelo processo de degradação (BRITO, MOURÃO e COUTINHO, 2014). A transformação do nitrogênio está diretamente ligada ao pH do composto e a relação C/N e altas temperaturas do processo de compostagem (MORIASAKI *et al.*, 1989; CHUMETI *et al.*, 2015). Quando altas concentrações de nitrogênio presente no composto são degradadas rapidamente ocorre a volatilização da amônia, que pode tornar o pH alcalino (HECK *et al.*, 2013).

Os lipídios são fontes comuns de nutrientes em compostos que contenham resíduos animais e vegetais. Inicialmente as gorduras são degradadas em ácidos graxos e no estágio final da compostagem ocorre o incremento de lipídios devido a liberação das estruturas presentes em compostos lignocelulosicos de degradação mais lenta (ELOUAQOUDI *et al.*, 2015; GONZÁLES *et al.*, 2015).

A lignina é o mais abundante componente estrutural das plantas, por ser um polímero derivado de grupos fenilpropanóides altamente condensados que se tornam muito resistentes ao ataque degradador do processo de compostagem (BUDZAK, MAIA e MANGRICH, 2004). A degradação primária da lignina é feita por fungos como *Trametes versicolor*, *Stereumhirsutum* e *Pleurotustosreatus*, sendo essa ultima cepa degradadora da celulose também (GONZÁLES *et al.*, 2015).

Já a celulose é um composto de mais fácil degradação, sendo utilizada como fonte de carbono por fungos, bactérias aeróbicas e actinomicetos. Os principais gêneros de fungos degradadores são os *Chaetomium*, *Fusarium* e *Aspergillus*, os principais gêneros de bactérias são as *Cytophaga*, *Polyangium* e *Sorangium*, em condições anaeróbicas o gênero *Clostridia* são bactérias termofílicas e mesofílicas degradadoras da celulose (ISAM e BERTOLDI, 2002). As principais enzimas bacterianas degradadoras das paredes lignocelulíticas são as proteólises, amilólises e xilanólises (GONZÁLES *et al.*, 2015).

A redução do enxofre ocorre devido a presença do elemento na urina, ocasionando a formação do gás sulfeto de hidrogênio (H₂S), porém, sua concentração é a baixo de 0,2 ppm tornando-se assim uma emissão desconsiderada (CHUMENTI, 2015).

3.3. COMPOSTAGEM DO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS E INDUSTRIAIS

A aplicação dos lodos de ETE diretamente no solo ou em corpos hídricos pode acarretar em contaminações de ordem epidemiológicas e toxicológica devido ao auto grau de patógenos e a concentrações de metais pesados (USEPA, 1980; TORRES *et al.*, 2007; ZDYBEL *et al.*, 2015). No entanto, esses biossólidos possuem valor agregado devido a existência de altas concentrações de nutrientes essenciais para o crescimento das plantas, necessitando apenas de uma estabilização para ser usado como biofertilizante (GOMES *et al.*, 2012; FREITAS e MELO, 2013).

Com o processo de compostagem podem ser diminuídas as porcentagens de metais como zinco, manganês, chumbo e cádmio presentes no lodo de esgoto tratado por reator aeróbico (LIXANDRU *et al.*, 2010). He *et al.* (2015), concluíram que os metais pode ser complexados ou reduzidos por substancias com bases nitrogenadas presenta na matéria orgânica, o Mo, Co Cr e Ni são fortemente complexados pelas aminas, já o Cr e Ni interagem com os compostos proteicos. Porém, Macedo *et al.* (2012) e Barreira *et al.* (2006) afirmam que após onze anos de tratamento do solo com lodo de esgoto bruto não acrescentou valores significativos na soma das concentrações de diversos metais em especifico do cromo, cádmio e chumbo.

A escolha dos materiais que compõe a mistura pode facilitar a adsorção e degradação de alguns elementos. Segundo Fernandes *et al.* (1993) alguns matérias estruturantes como o bagaço-de-cana age de modo semelhante a um filtro retendo os metais pesados. Até mesmo alguns elementos mais tóxicos podem ser modificados no processo da compostagem, como por exemplo, a transformação do cromo hexavalente em cromo III (El FELS *et al.*, 2015).

Os helmintos são parasitas intestinais obrigatórios, onde o homem faz parte fundamental no ciclo desses invertebrados. O processo de compostagem bem conduzido pode permitir uma remoção de 93 a 100% dos ovos de helmintos (CORRÊA, FONSECA e CORRÊA, 2007). Não apenas os helmintos, mas também as células bacterianas são causadoras de patogenias. No processo de monitoramento algumas bactérias como:

Salmonella sp.; coliformes termotolerantes; coliformes totais; bactérias heterotróficas; *E. coli*, devem ser analisados com maior frequência (PAIVA *et al.*, 2012; HECKET, *et al.*, 2013; FUJII *et al.*, 2014; SÁ *et al.*, 2014). No processo de compostagem de lodos proveniente das estações de tratamentos de esgoto o risco de contaminação do meio ambiente por vírus entéricos é possível, visto que os tratamentos convencionais não removem alguns desses parasitas obrigatórios (TAVARES, CARDOS e BRITO, 2005).

A compostagem além de reduzir a carga de patógenos também causa supressão em patógenos presentes nas plantas, como por exemplo a supressão do *Fusarium oxysporum f. sp. melonis*. (ESTRELLA *et al.*, 2007; BUSTAMANTE *et al.*, 2012). Essa prática é importante para garantir que o biofertilizante não seja uma agente de transmissão de doenças em plantas.

A compostagem do lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto, tanto anaeróbio quanto aeróbio, melhora a disponibilidade de macro e micronutrientes e estabilizam a matéria orgânica, além disso, incrementam microrganismos benéficos para a relação solo-planta, o composto chega a ser equiparado a fertilizantes minerais presentes no mercado (KABBASHI, RAZI e RAMACHANDRAN, 2005; FILHO, 2011; FARD *et al.*, 2015). Diante do exposto, fica claro o alto potencial do composto de lodo para uso na agricultura, desde que sejam estudadas as melhores condições para o processo e que ao final ele atenda o exigido pela legislação.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O projeto faz parte da parceria entre a Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan), Embrapa e Universidade Federal da Santa Maria e a seguir descreve-se o procedimento de condução do experimento, figura 01, e as análises realizadas durante este período.

Figura 01 – Fluxograma da montagem do experimento.



Fonte: O autor (2018).

4.1. MONTAGEM E CONDUÇÃO DA COMPOSTAGEM

O experimento de compostagem foi conduzido na Embrapa Clima Temperado, no município de Pelotas/RS, durante 90 dias, de 5 de julho a 2 de outubro de 2017. Para montagem das pilhas de compostagem foi utilizado, como fonte de nitrogênio, o lodo do tratamento anaeróbico da estação de tratamento de esgoto da cidade de Rio Grande - RS, fornecido pela Corsan. O lodo foi produzido pelo reator UASB, separado no tanque de decantação e disposto no leito de secagem, de onde foi retirado o material para a montagem do experimento. Em cada um dos tratamentos foram utilizados 80Kg de lodo (LE) uniforme.

Os outros materiais que compuseram as pilhas de compostagem foram escolhidos por possuir alta quantidade e disponibilidade na região sul do estado. Os materiais carbonáceos utilizados foram a maravalha e o bagaço de cana-de-açúcar, sendo que esse último material é produzido largamente na região norte do estado. Além de fonte de carbono, a maravalha também teve um papel de agente estruturante. Esse material é amplamente utilizado para a construção das células e pilhas de compostagem por possuir uma boa granulometria e densidade (CORRÊA; FONSECA; CORRÊA, 2007; HENK et al., 2013; SÁ et al., 2014). O material é residual do processamento de diversos tipos de madeiras, adquiridas em uma empresa de beneficiamento de madeiras no município de Pelotas. Além disso, foi utilizado o monzogranito em dois tratamentos distintos a fim de estimular os microrganismos decompositores e melhorar a qualidade nutricional do composto final. O monzogranito foi adquirido em uma empresa de mineração na região de Capão do Leão. Antes do

dimensionamento das células de compostagem foram realizadas caracterizações físico-químicas dos materiais utilizados (Tabela 1).

O dimensionamento das unidades de compostagem foi executado para atender a uma relação C/N ideal de 40/1. A relação ideal para a compostagem é definida, pela literatura, como sendo de 30/1, porém nem todo o carbono existente nos materiais está disponível para assimilação microbiana. Esse fator pode ser limitante do processo, pois a necessidade de carbono dos microrganismos é maior que a absorção do nitrogênio. A partir do cálculo da relação C/N descrito na equação 1 foi determinada a quantidade inicial dos materiais nas células (PROSAB, 1999).

$$\text{Relação } \frac{C}{N} = \frac{(MO.\% \text{carbono} MO) + (ME.\% \text{carbono} da ME)}{(MO.\% \text{nitrogênio} MO) + (ME.\% \text{nitrogênio} da ME)} \quad (1)$$

Onde: MO = Matéria orgânica; ME = Material estruturante.

Tabela 1- Composição físico-química das matérias-primas utilizadas para a montagem das pilhas de compostagem.

Características	Maravalha	Bagaço-Cana	Lodo	Monzogranito	Metodologia
Carbono orgânico %	55,05	54,44	44,57	0,22	USEPA-9060A, (2004)
Nitrogênio Total %	0,17	0,25	4,18	0,03	(BRASIL, 2006)
pH	-	-	-	9,97	(DAS n 17°, 2007)
Umidade%	15,00	50,00	37,5	5,00	(ZORZETO <i>et al.</i> , 2014)
Densidade (Kg/m ³)	280	100	900	2400	(DAS n 17°, 2007)

T1: lodo anaeróbio + maravalha; T2: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito; T3: lodo anaeróbio + maravalha + bagaço de cana; T4: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito + bagaço de cana.

Fonte: O autor (2018).

Os tratamentos foram montados da seguinte forma:

a) T1: lodo anaeróbio + maravalha;

b) T2: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito;

c) T3: lodo anaeróbio + maravalha + bagaço de cana;

d)T4: lodo anaeróbio + maravalha + bagaço de cana + monzogranito.

Foi utilizado 220kg de maravalha (M) em T1 e T2, e para T3 e T4 foram 155kg. Além da maravalha foi usado o bagaço de cana-de-açúcar (BC) como estruturante e adicional de glicose no material compostado. Foi adicionado 70kg do bagaço de cana nos tratamentos T3 e T4. O monzogranito (MG), adicionado a uma proporção de 5% do peso total nos tratamentos T2 e T4, que foram respectivamente 15kg e 15,25kg. Após a montagem das células dos materiais para compor os quatro tratamentos, foi feita uma caracterização físico-química das misturas resultantes (Tabela 2).

Tabela 2- Análises físico-químicas dos tratamentos após a montagem do experimento.

Análise	T1	T2	T3	T4	Referências
Carbono orgânico %	52,25	49,78	52,16	49,69	(USEPA-9060A, 2004)
Nitrogênio Total %	1,24	1,18	1,24	1,18	(BRASIL, 2006) (DAS n 17°, 2007)
pH	7,18	7,76	7,01	7,89	(DAS n 17°, 2007)
Umidade %	21,0	20,2	28,9	27,8	(DAS n 17°, 2007)
Condutividade	139,0	126,0	148,0	193,0	(DAS n 17°, 2007)
Relação C/N	42,16	42,12	42,05	42,01	(PROSAB, 1999)
Volume Célula (m ³)	0,87	0,88	1,34	1,35	-
Altura Célula (m)	0,57	0,57	0,87	0,88	-

T1: lodo anaeróbio + maravalha; T2: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito; T3: lodo anaeróbio + maravalha + bagaço de cana; T4: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito + bagaço de cana.

Fonte: O autor (2018)

Os tratamentos foram montados em triplicata, totalizando 12 células de compostagem. A disposição dos tratamentos no galpão de compostagem foi realizada por sorteio, com isso, garantindo a aleatoriedade dos resultados. No apêndice A, encontra-se um *layout* da

disposição dos tratamentos no galpão de compostagem e com as distribuições de peso dos insumos em cada camada.

A montagem das pilhas de compostagem foi realizada em células de alvenaria com divisões de madeiras removíveis e a estrutura possuía telhado e proteção lateral contra a água da chuva. Foram utilizadas seis células com dimensões internas de 2,90 x 1,8 x 1,0m, e cada uma foi dividida em dois compartimentos de 1,8 x 0,85 x 1,0m, assim, contabilizando um total de 12 subcélulas, conforme a figura 02.

Figura 02 – Divisão das células de compostagem e matérias-primas separadas para a montagem do experimento.



Fonte: O autor (2018).

As células foram impermeabilizadas com lona de polietileno de baixa densidade (Figura 03), evitando, com isso, a contaminação cruzada dos materiais adjacentes (KUMARESAN et al., 2016).

Figura 03 – Células de compostagem impermeabilizadas.



Fonte: O autor (2018).

O processo de compostagem teve duas fases distintas. A primeira fase da compostagem foi definida como estática e teve duração de 15 dias. Na segunda fase foram realizados os revolvimentos e correções sucessivas do teor de umidade nas células, tendo duração de 75 dias.

A adição do oxigênio foi feita por revolvimento intermitente das células, e igualmente feita em um tempo aproximado de 20min para cada célula, por um dispositivo semiautomático helicoidal tipo rosca sem fim, com o auxílio de garfo, em um intervalo de 15 dias, exceto o primeiro revolvimento, que foi baseado nos valores da temperatura. O intervalo de revolvimento deu-se nos seguintes dias: 16°, 29°, 43°, 57°, 71° e 85°.

A água foi adicionada no dia seguinte à montagem do experimento a fim de manter a célula de compostagem com 60% de umidade. Na primeira parte do experimento a umidade foi ajustada aos 2 e aos 17 dias. Após 21 dias, a umidade foi ajustada semanalmente e mantida entre 50 e 65%, de acordo com Pan (2016) e Junior (2017).

4.2 AMOSTRAGEM E PARÂMETROS ANALISADOS

As amostras da umidade, pH e condutividade foram retiradas semanalmente para análise. As demais análises de nutrientes e microbiológicas foram realizadas, no início do experimento e ao final deste, com o intuito de comprovar a eficiência da técnica.

As amostras foram compostas por cinco seções centrais. A coleta das amostras foi feita com o amostrador tipo Trier. As amostras foram armazenadas em recipientes de plástico (polietileno) e congeladas até o momento das análises.

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

A temperatura foi aferida diariamente em dois turnos, às 7h:30min e às 16h:30min, por meio de termômetros graduados com uma haste de 42cm no centro de cada célula. A média geral das temperaturas foi composta pela média diária, entre os dois turnos, e pela média entre as três repetições em cada tratamento.

Para avaliação do pH, condutividade e umidade, as amostras foram enviadas ao laboratório da Embrapa, e para avaliação destes parâmetros foi utilizada a metodologia descrita na Instrução normativa SDA n°.17/2007 (BRASIL, 2007). O potencial hidrogeniônico foi medido nos seguintes dias: 2, 11, 23, 29, 36, 43, 50, 57, 64, 71, 78, 85 e 90 dias. A condutividade elétrica (CE) foi mensurada aos 1, 11, 36, 43, 50, 64, 71, 79, 85 e 90 dias. As amostras para os três parâmetros foram retiradas do centro de cada célula.

A matéria orgânica total foi calculada pela metodologia proposta por Kiehl (1985), a partir do teor de cinzas resultante em forno mufla (SILVA; QUEIROZ, 2004). O carbono orgânico total foi calculado mediante os resultados da matéria orgânica total (KIEHL, 1985). O índice de mineralização do composto foi calculado conforme a metodologia de Drozd et al. (1997).

O teor de N disponível do lodo de esgoto ou produto derivado foi calculado de acordo com a metodologia recomendada na Resolução 375/2006 (DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY, 1994).

As análises necessárias para a caracterização do composto seguiram os critérios da Resolução n°. 375/2006 (BRASIL, 2006) e a coleta das amostras foi feita no final do processo de compostagem. As análises físicas-químicas e microbiológicas foram realizadas pelo laboratório EUROFINS LTDA. As metodologias utilizadas para as análises foi a seguinte: Metais totais - USEPA 300.1 rev. 01:1997 , USEPA 3050B rev. 02:1996 e USEPA 6010C rev. 03:2007; Vírus Entéricos – CETESB L5, 504; Coliformes Termotolerantes e Salmonella – IN 53 de 23.10.13, MAPA; Ovos de helmintos – Yanko modificado, 1987.

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental foi o completamente casualizadas (DCC). O teste estatístico foi realizado pela análise de variância (ANOVA), comparando os tratamentos. Os dados coletados foram submetidos à análise de variância e regressão polinomial; e as médias, por sua vez, comparadas pelo teste de Tukey, Copenhaver – Holland 1998 a 95% ($p=0,05$). Para as análises, foi utilizado o *software* Past 3.17. Os gráficos foram feitos com os *softwares* Matlab e Excel.

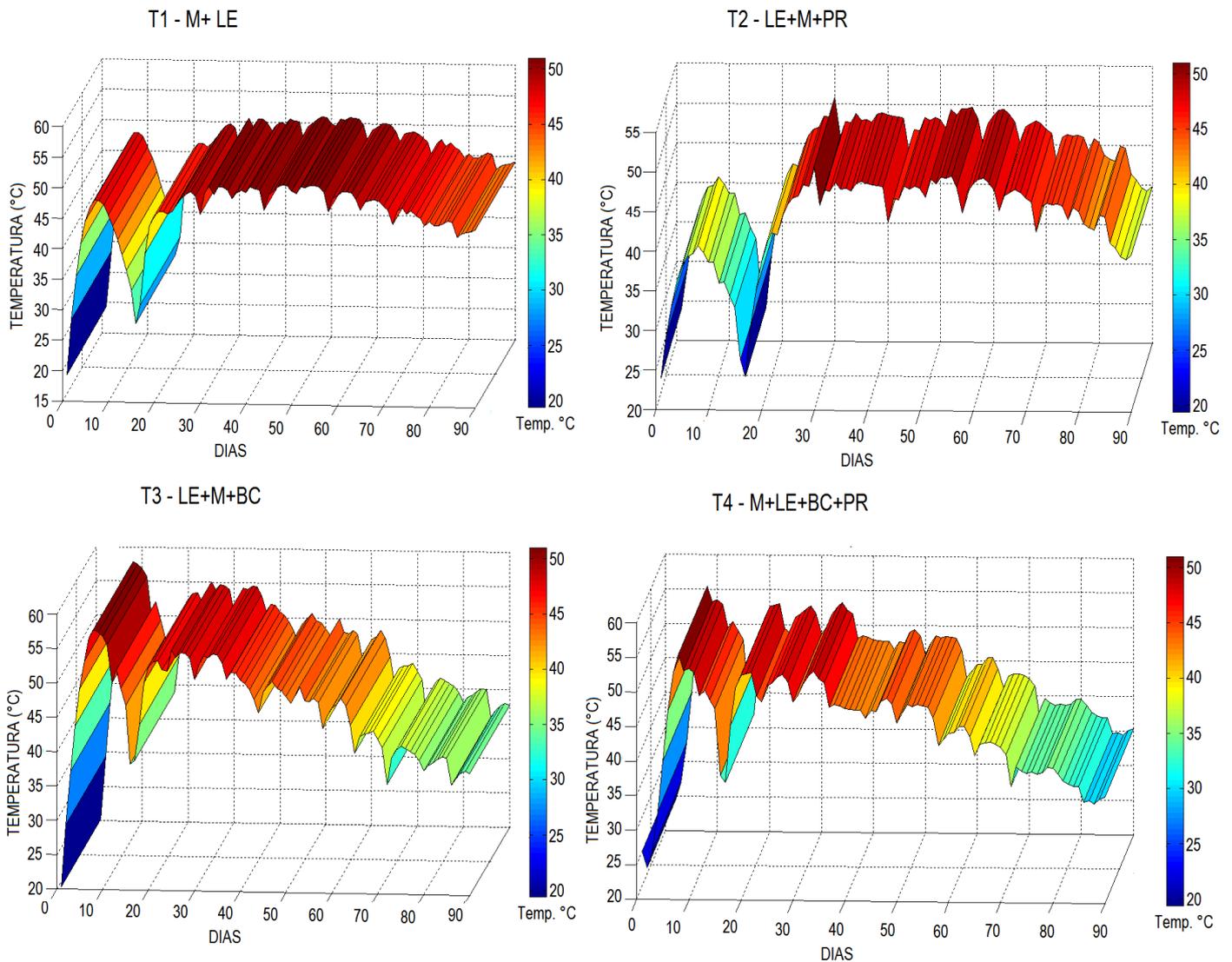
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura é um dos mais fáceis indicativos da ação microbiana no composto. A liberação dos nutrientes nos sistemas de compostagem aeróbios é regida pelas reações biooxidativas, resultando em um considerável aumento da temperatura total da leira (KARADAG et al., 2013). Os microrganismos degradadores possuem um metabolismo aeróbio e são exotérmicos, assim, liberam calor e gás carbônico e, por esse motivo, a compostagem alcança temperaturas termofílicas, o que leva a agir como um esterilizante térmico (FUJII et al., 2014).

Na figura 04 estão representados o comportamento da temperatura ao longo do processo de compostagem nos quatro tratamentos. Além disso, no apêndice B, está representado um gráfico da temperatura mais detalhado, com indicação dos dias de revolvimento e adição de água. Observando-se estes gráficos percebe-se que ocorreu a adaptação dos microrganismos ao substrato do primeiro ao quinto dia do processo. É possível caracterizar a fase inicial da compostagem como mesofílica, que ocorre em temperaturas de 25 – 40°C, para T2 e T4 diferenciando-se de T1 e T3. Nessa fase, os componentes de mais fácil degradação, como açúcares, proteínas e amidos, são utilizados nas rotas microbianas (INSAM; BERTOLDI, 2002; TAIN, 2013). No entanto os tratamentos T1 e T3 tiveram uma fase inicial onde, além da atuação de microrganismos mesofílicos, houve atividade de microrganismos psicrolíficos facultativos, que atuam em uma faixa de temperatura entre 15 – 20°C (BLACK, 2008).

A segunda fase, termofílica, com temperaturas entre 35 – 65°C, ocorre a atividade de microrganismos degradadores dos substratos mais complexos. Essa fase é responsável por higienizar o material, eliminando desse modo os organismos patogênicos (INSAM; BERTOLDI, 2002; KARADAG et al., 2013; NADIA et al., 2015).

Figura 04— Temperatura das pilhas de compostagem nos quatro tratamentos testados ao longo dos 90 dias de experimento.



LE: Lodo de esgoto; BC: Bagaço de cana-de-açúcar; M: maravalha; PR: Pó de rocha (monzogranito).

Fonte: O autor (2018).

Porém nem todos os organismos patógenos são sensíveis às altas temperaturas. A sanitização do material também depende do tempo em que o composto é exposto ao calor (FUCHS, 2010; GONZÁLES et al., 2015). De acordo com a Resolução n.º.375/2006 (BRASIL, 2006), a compostagem deve manter-se a, no mínimo, 40°C por 5 dias ou é necessário atingir um pico de no mínimo 55°C, por 4 horas. A fase termofílica teve duração de 45 dias, 42 dias, 48 dias e 46 dias para o T1, T2, T3 e T4, respectivamente, e todos os tratamentos permaneceram por mais de 5 dias a temperaturas acima de 40°C. Os tratamentos

T3 e T4 mantiveram-se, no mínimo, por 9 horas, com as temperaturas acima de 55°C. No entanto, as temperaturas não alcançaram os padrões exigidos pela Resolução nº 481/2017, que define para sistemas abertos temperaturas maiores de 55°C e para sistemas fechados temperaturas maiores de 60°C por no mínimo 14 e 3 dias respectivamente (BRASIL, 2017).

Verificou-se que após cada revolvimento (16, 29, 43, 57, 71 e 85 dias) e a adição de água de 2 a 17 dias após 21 dias a cada semana, a temperatura reduziu nos dias seguintes. Isso ocorreu devido à liberação do calor preso no interior da célula por meio do contato com o ar e com a água. Esse fenômeno foi observado melhor no primeiro revolvimento, quando os microrganismos não estavam inteiramente adaptados, por conseguinte, a queda da temperatura foi mais acentuada. Além disso a quantidade de água de reposição foi maior do que em momentos posteriores.

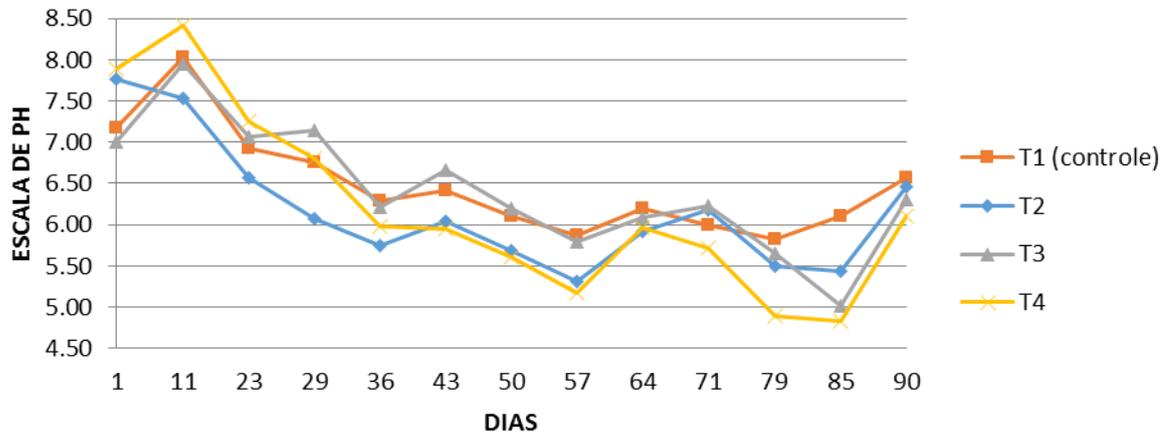
As temperaturas mantiveram-se altas até os 90 dias de compostagem, permanecendo em torno dos 35°C no final do experimento. Wang et al. (2017a) compostaram LE com diferentes rochas minerais e obtiveram temperaturas entre 30 – 40°C após 50 dias de compostagem. Em outro estudo semelhante, Cruz et al. (2017) chegaram a temperaturas entre 30 e 50 °C ao final do processo, compostando LE com bagaço de cana-de-açúcar, casca de arroz e casca de eucalipto.

Como já mencionado, o sucesso da compostagem depende de outros parâmetros físicos e químicos que interagem diretamente com os microrganismos. A Figura 4 representa a variação do pH ao longo dos 90 dias de compostagem. Na montagem do experimento, o pH dos tratamentos T1 e T3 ficaram em torno da neutralidade, e os tratamentos T2 e T4, com o monzogranito, mais alcalinos. Pode-se atribuir o pH mais alcalino devido à adição do monzogranito com um pH de 9,97 em seu estado puro, e mineral em contato com a água forma maior quantidade de álcalis (LUZ et al., 2010).

As células com T1, T3 e T4 tiveram um aumento significativo em sua alcalinidade após o início do processo, nos primeiros 11 dias. Segundo Fernando e Souza (2001) e Hack et al. (2013), o pH torna-se alcalino devido à hidrólise das proteínas e volatilização da amônia em razão da adição de água. A partir do 11 dia, os valores de pH começaram a reduzir, o que denotou um caráter ácido ao composto. Essa queda ocorreu devido à atividade microbiana na degradação de estruturas químicas mais simples, tendo como subproduto a liberação gás

carbônico e ácidos orgânicos (EKLIND; KIRCHMANN et al., 2000; BUSTAMANTE et al., 2012; NADIA et al., 2015).

Figura 05 - Comportamento dos valores de pH ao longo de 90 dias de compostagem.



T1: lodo anaeróbico + maravalha; T2: lodo anaeróbico + maravalha + monzogranito; T3: lodo anaeróbico + maravalha + bagaço de cana; T4: lodo anaeróbico + maravalha + monzogranito + bagaço de cana.

Fonte: O autor (2018).

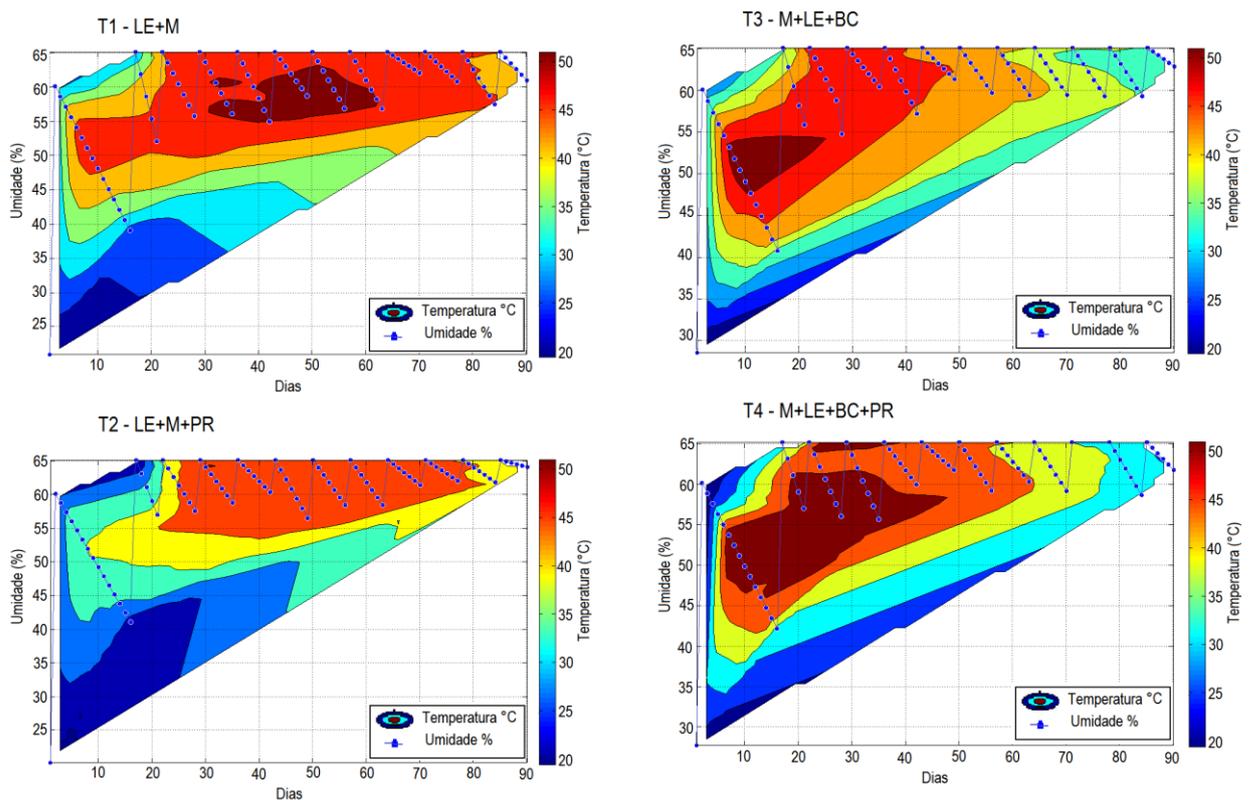
Ainda, conforme a figura 05, pode-se observar que o T3 e T4 tiveram um aumento no pH do dia inicial até o 11º dia do processo. Isso ocorreu devido à sacarose presente no bagaço de cana ter a mesma rota metabólica da amônia, no entanto o açúcar necessita de menos ATP para ser assimilado pelos microrganismos (LI et al., 2017). Com isso, o nitrogênio em ambiente úmido tende a formar o hidróxido de amônia, alcalinizando o composto, porém a sacarose é de rápida assimilação, sendo substituída posteriormente pelo nitrogênio amoniacal. É possível, ainda, relacionar o T4 ao maior pH no período inicial em razão da soma da inibição na degradação do nitrogênio pela sacarose e dos álcalis provindos do monzogranito. De acordo com Wang et al. (2017a), em seu estudo, ocorreu uma redução de 28,8% na perda do nitrogênio e uma redução de 88,45% na emissão de metano, resultantes da adição de rochas minerais na compostagem de LE.

Segundo Troy et al. (2012), a tendência, com o passar do tempo, é a diminuição da degradação microbiana e, com isso, há uma alteração no balanço ácido-base, tornando o composto mais neutro. Observa-se na figura 05 que todos os tratamentos a partir do 64º dia começaram a se aproximar da neutralidade, seguido de uma queda até o 85º dia. Porém, no final do processo, todos os tratamentos se encaminharam para a faixa da neutralidade. Awasthi et al. (2017) em seu tratamento controle obtiveram valores de pH semelhantes aos

observados nesse trabalho, iniciando com um caráter básico e, no decorrer do processo, diminuindo até se estabilizar entre pH 5 e 6.

A manutenção dos agentes ácidos e básicos depende também da concentração de água dentro das células de compostagem. A umidade é um fator considerado como limitante no processo. A taxa de umidade tem uma relação direta com a temperatura e com a degradação biológica. A água presente nos processos de compostagem também interage linearmente com outros parâmetros, como pH, oxigênio, relação C/N, degradação da hemicelulose e celulose (SHEN et al., 2015). Na figura 06, apresenta-se a variação da umidade e temperatura nos tratamentos ao longo dos 90 dias de experimento.

Figura 06 – Relação entre umidade e temperatura nos quatro tratamentos avaliados durante os 90 dias de compostagem.



LE: Lodo de esgoto; BC: Bagaço de cana-de-açúcar; M: maravalha; PR: Pó de rocha (monzogranito).

Fonte: O autor (2018)

De acordo com a figura 06, pode-se inferir as melhores relações entre umidade e temperatura durante o processo de compostagem para os tratamentos. O tratamento controle,

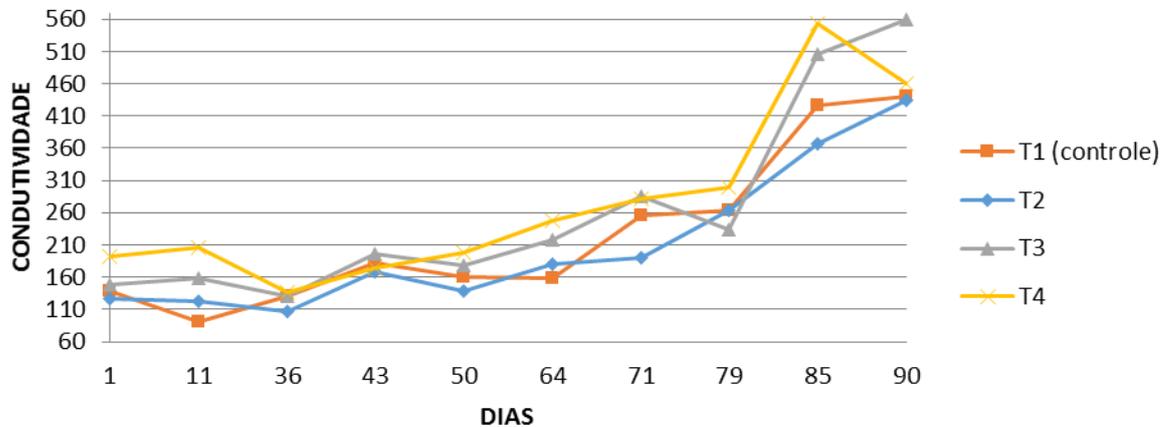
T2 e o T4 revelaram melhor relação entre a umidade e a temperatura na fase inicial, até o 20° dia, entre 50 e 55%. No entanto, após o 20° dia, o processo desenvolveu-se melhor em uma faixa de umidade de $60\% \pm 5\%$. O T3 demonstrou inicialmente uma melhor relação de 50 a 55% de umidade até o 20° dia, em seguida, passou a ter melhores temperaturas na proporção de 60 a 65%.

A umidade proporciona a dissociação dos íons aderidos no composto, transportando-os dentro do material compostado e facilitando a dissociação do material mineralizado. A condutividade elétrica é o parâmetro que mede a quantidade de íons eletronicamente ativos, ou seja, um parâmetro importante de monitoramento na compostagem devido à relação com o índice de mineralização do composto (RUBIO *et al.*, 2018). Esse parâmetro torna-se um controle ainda maior com a adição de material de origem mineral, pois o monzogranito tende a aumentar a salinidade das células de compostagem, assim, afetando o processo (THEODORO e ROCHA, 2005).

Com o acréscimo dos íons da rocha, os microrganismos podem ser prejudicados pelas trocas osmóticas do meio. Com a perda de água do protoplasma para o meio mais concentrado, os microrganismos podem reduzir as suas funções metabólicas, perdendo uma parte da eficiência no processo de degradação. No entanto, na dosagem correta, esses nutrientes podem suprir déficits de micronutrientes limitantes para o crescimento celular dos microrganismos envolvidos na compostagem (VALENTE *et al.*, 2009).

O aumento da condutividade elétrica pode ser associado à mineralização do composto na fase de maturação e retenção dos nutrientes. Já a diminuição da condutividade pode ocorrer na fase de crescimento celular em razão da incorporação dos nutrientes ao citoplasma microbiano ou ainda pela lixiviação dos sais pela adição de água (WANG *et al.*, 2017b). Na Figura 07, ilustra-se a diminuição da condutividade do 11° ao 35° dia, coincidindo com o período onde foram registradas as maiores temperaturas nos tratamentos, diretamente relacionadas com a intensa atividade microbiana. Após o 36° dia de compostagem, as temperaturas começaram a cair lentamente, em contrapartida, a condutividade começou a subir. Esse fato está ligado à liberação do material humificado pela excreção ou lise das células bacterianas, enriquecendo o composto com nutrientes (AWASTHI, 2017).

Figura 07 - Condutividade elétrica (uS/cm²) nas pilhas de compostagem ao longo dos 90 dias de experimento.



T1: lodo anaeróbio + maravalha; T2: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito; T3: lodo anaeróbio + maravalha + bagaço de cana; T4: lodo anaeróbio + maravalha + monzogranito + bagaço de cana.

Fonte: O autor (2018).

Wang et al. (2017b) evidenciaram, ao longo do processo de compostagem, que a liberação de NH_4^+ (amônio) pode aumentar a condutividade. No entanto, ao longo do processo, sua volatilização pode diminuir a condutividade elétrica no composto. Com isso, é possível formular uma relação diretamente proporcional com aumento do pH. De acordo com Fernando e Souza (2001) e Hack et al. (2013), a volatilização do nitrogênio torna as células de compostagem mais alcalinas. Em contrapartida, ambos os parâmetros afetam o desempenho da temperatura na compostagem.

O experimento durou 90 dias sem interrupção do processo de compostagem, ou seja, o material ainda estava compostando, tendo um período mais longo do que o esperado. Cruz et al. (2017) chegaram a tempos parecidos quando utilizaram bagaço de cana-de-açúcar e casca de eucalipto, então, compostando lodo de esgoto de um reator UASB. Além disso, foi observado, durante a montagem do experimento, que o lodo estava com baixo teor de umidade, apresentando-se fisicamente de uma forma mais agregada. Com os revolvimentos mecânicos, o lodo foi desagregando-se, expondo matéria orgânica biodegradável que antes não estava disponível, dessa forma, limitando a velocidade do crescimento microbiano e, por consequência, aumentando o tempo de compostagem e diminuindo o pico de temperatura. Ao final do processo, ainda foi evidenciada a presença de grânulos intactos de lodo com diâmetros médios de 1,2mm até 5mm, figura 08. No composto final, a cada 100g de amostras,

obteve-se um valor médio de 14.47g, 20.30g, 19.15g e 12.34g grânulos para T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

Figura 08 – Grânulos de lodo de ETE presentes no final do processo de compostagem.



Fonte: O autor (2018).

Outro fator que pode ter elevado o tempo de compostagem foi a alta relação C/N inicial (Tabela 03). A relação C/N é um ótimo indicativo do processo de compostagem, pois engloba os dois principais nutrientes essenciais, carbono e nitrogênio, para o desenvolvimento microbiano (USEPA, 1990). A diminuição da relação C/N, com o passar do tempo, é esperada no sistema de compostagem bem-conduzido. Esse fator indica que o composto está apto para ser adicionado ao solo.

Os tratamentos, segundo a tabela 03, apresentaram uma redução na relação entre o carbono e nitrogênio até o fim do experimento, porém o T4 foi o único que diferiu estatisticamente dos demais, demonstrando um valor acima do esperado. O T1, T2, T3 e T4 tiveram relações C/N finais respectivamente de 24.74, 23.65, 20.24, 25.79; esses valores ficaram acima do esperado no contexto brasileiro. As normas referem-se a valores de relação C/N menores que 20 para um composto estabilizado (BRASIL, 2009; BRASIL, 2017). No entanto, para o uso agrícola, o material rico em lignocelulose deve ser separado do material fertilizante, com isso, a relação C/N tende a diminuir. Além disso, o material carbonáceo separado pode ser usado como base para outro sistema de compostagem, como fonte de inóculo e carbono.

Em um estudo semelhante, feito por Awasthi et al., (2017), os resultados finais para a relação C/N assinalaram o valor de $23,0 \pm 0,1$ para o tratamento controle e valores abaixo de 20 para os tratamentos com adição da zeolita em um sistema de compostagem que durou 60 dias. O resultado controle assemelha-se aos elencados na tabela 03.

Tabela 03: Parâmetros físico-químicos dos compostos oriundos dos quatro tratamentos testados no início e no final do processo de compostagem.

TRATAMENTOS	T1		T2		T3		T4		IN -25
	0	90	0	90	0	90	0	90	
MO (%)	94,06	86,53A	89,60	80,14B	93,89	87,17C	89,44	78,62D	≥40%
CO (%)	52,25	48,07A	49,78	44,52B	52,16	48,43C	49,69	43,68B	≥15%
IM (%)	11,37	28,02A	20,9	44,61A	11,71	26,5B	21,26	48,94C	-
NTK (%)	1,24	1,94A	1,18	1,88A	1,24	2,38B	1,18	1,69C	≥0,5%
C/N	42,22	24,74A	42,18	23,65A	42,13	20,34A	42,09	25,79B	≤ 20
pH	7,18	6,58A	7,76	6,46A	7,01	6,31A	7,89	6,11 ^a	≥ 6,0

MO: Matéria orgânica total; CO: Carbono orgânico total; IM: Índice de mineralização; NTK: Nitrogênio total Kjeldahl; C/N: Relação Carbono/Nitrogênio; pH: Potencial hidrogeniônico; IN: Instrução normativa 25/2006.

Médias dos mesmos períodos e parâmetros, seguidas por letras distintas, diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 1% de significância.

Em uma planta de tratamento de esgoto em Ahvaz, no Iraque, Fard (2015) utilizou lodo de esgoto, após passar pelo filtro prensa para misturar com raízes, gramas, galhos e folhas em proporções R1 = 1:1, R2 = 2:1 e R3 = 3:1, e obteve uma relação C/N final para os respectivos tratamentos, 13,8, 17,9, 20,65. Com esses resultados, pôde-se identificar que quanto maior a quantidade de material carbonáceo, mais alta mantém-se a relação C/N ao final do processo. E isso reforça os resultados encontrados no experimento, visto que a relação C/N inicial foi alta. Em outros sistemas de compostagem com condições semelhantes, verificou-se o mesmo comportamento para diversos parâmetros.

Em processos agroindustriais, o tratamento de resíduos sólidos é amplamente difundido e destacam-se características que se assemelham à compostagem de lodo de esgotos. Em um experimento realizado por Troy et al., (2012) foi usado esterco de porco digerido por sistema anaeróbico para compostar com serragem, então, obtendo uma relação C/N inicial de 30,3 e, ao final do processo, obteve-se uma relação C/N de 15,2. Resultados também verificados por Bustamante et al. (2012), que obtiveram a mesma linearidade para a

relação C/N compostando esterco de gado após digestão anaeróbia. A compostagem pode ser eficiente tanto como tratamento absoluto ou como tratamento final de lapidação, todavia o produto final depende das características iniciais do resíduo, que deve respeitar à legislação brasileira vigente.

Para mais, a alta relação C/N inicial do processo interferiu na relação C/N final, indicando maior tempo de compostagem. Isso ocorreu porque a degradação da celulose, hemicelulose e lignina requerem mais tempo, ou seja, são formas de carbono recalcitrantes no sistema, diferentemente do carbono orgânico, que apresenta fácil assimilação pelo metabolismo microbiano.

O carbono orgânico (CO) é diretamente relacionado com a matéria orgânica (MO), que, por sua vez, está relacionada com a biomassa a ser degradada. Outra forma de CO encontrada no sistema de compostagem é a lise das células microbianas que acrescentam carbono e outros nutrientes às células de compostagem, contando como parte não ativa do processo. Porém a maior parte da MO refere-se ao material compostável, sendo indicador do processo de degradação. De acordo com a tabela 03, pode-se observar que todos os tratamentos oxidaram a matéria orgânica inicial em comparação com a final, e o carbono orgânico foi assimilado e transformado em CO₂ atmosférico através do metabolismo microbiano (CHUMENTI, 2015).

A compostagem foi desenvolvida em um sistema fechado onde as únicas trocas de carbono feitas foram por meio atmosférico, ocorrendo a perda de carbono e de água, com isso, concentrando os demais nutrientes. Em virtude disso, atribui-se que a forte mineralização da matéria-prima aumentou os níveis de íons e sais disponíveis no substrato, fato demonstrado pelo índice de mineralização (IM) na tabela 03 e pela evolução da condutividade na figura 07. Esses mesmos resultados foram evidenciados por Pan (2016), em um experimento em que compostou lodo de esgoto doméstico com palha e resíduos de mandioca.

Foi constatado no experimento um aumento nos teores totais de nitrogênio em relação ao início do processo e ao final (Tabela 03). Segundo Bustamante et al., (2012), os derivados do nitrogênio também tendem a elevar sua concentração quando ocorre a mineralização da matéria orgânica. Ademais, Mondeiro, Paredes e Bernal (2001) afirmam que o aumento do nitrogênio no processo de compostagem pode ocorrer devido ao estabelecimento de bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico. Solowiej et al. (2017) relatam, em seu estudo, que a

compostagem do lodo de esgoto volatiliza a amônia nos 10 primeiros dias e, na sequência, a microbiota incorpora e imobiliza em suas células parte do nitrogênio.

No entanto alguns sistemas demonstram a perda do nitrogênio por forte volatilização da amônia. Gutiérrez et al. (2017) alcançaram valores de nitrogênio total inicial $2,41\% \pm 0,11$ e final de $2,02\% \pm 0,05$ para compostagem de lodo de esgoto misturado com restos de peixe e morango, usando poda de *Populus* sp como agente estruturante. Em outro estudo, Kumaresan, Scridhar e Kanmani (2016) tiveram uma diminuição no nitrogênio total compostando resíduos orgânicos urbanos.

Atualmente no Brasil a utilização de lodos de esgoto para fins agronômicos vem crescendo por ser uma técnica de baixo custo e sustentável (BITTENCURT, AISSE e SERRAT, 2017). A tabela 4 representa os parâmetros agronômicos do composto ao final do período da compostagem. No que tange esse assunto, a legislação brasileira vigente delimita os limites de aplicação dos lodos bem como do composto produzido a partir do mesmo (BRASIL, 2009).

Tabela 04 - Concentração de macro e micronutrientes no composto oriundo dos quatro tratamentos testados no processo de compostagem.

Parâmetros	Unidade	T1		T2			T3			T4				
		LQ	Resultado	LQA	IC	Resultado	LQA	IC	Resultado	LQA	IC	Resultado	LQA	IC
Fósforo	mg/Kg	0.250	24879 D	151	1200	12286 D	145.1	590	5344 D	146.9	260	8238 D	143.37	400
Potássio	mg/Kg	50.000	1427	60.2	57	1728	58.05	69	844	58.76	34	1941	57.346	77
Cálcio	mg/Kg	50.000	6249	60.2	290	5081	58.05	240	3309	58.76	150	5332	57.346	250
Magnésio	mg/Kg	50.000	2658	60.2	130	2372	58.05	120	1497	58.76	73	2698	57.346	130
Enxofre	mg/Kg	0.500	9422 D	301	210	4289 D	290.3	96	1754 D	293.8	39	3892 D	286.73	87
Cobre	mg/Kg	0.250	120.8	0.3	1.3	99	0.29	1.1	55.13	0.294	0.6	206.2	0.287	2.2
Zinco	mg/Kg	0.250	758 D	151	15	293 D	145.1	5.7	242.6	0.294	4.7	355.4	0.287	6.9
Ferro	mg/Kg	2.500	5639	3.01	90	5618	2.903	89	3096	2.938	49	5380	2.867	86
Manganês	mg/Kg	0.250	187.8	0.3	1.8	220.9	0.29	2.1	93.14	0.294	0.88	201.4	0.287	1.9
Sódio	mg/Kg	50.000	238.1	60.2	9.4	256	58.05	10	129.3	58.76	5.1	212.8	57.346	8.4
Alumínio	mg/Kg	2.500	4970	3.01	150	5855 D	1451	180	2277	2.938	70	4344	2.867	130
Boro	mg/Kg	5.000	<6,025	6.03	0.3	<5,805	5.805	0.29	<5,876	5.876	0.3	<5,735	5.735	0.29

Números seguidos de (D) possuem um índice de diluição de 500 associado ao resultado; LQ: Limite de quantificação; LQA: Limite de quantificação da amostra; IC: Índice de incerteza.

O tratamento controle (T1) teve maiores índices de fósforo, cálcio, enxofre, zinco, ferro e boro, enquanto o T2 ficou com os maiores índices de manganês, sódio e alumínio (Tabela 04). Já no T4 foram observados os maiores teores de potássio, magnésio e cobre. Relembrando que todos os tratamentos foram compostos com a mesma quantidade de lodo adicionada, porém no T2 e T4 foi adicionado inicialmente o monzogranito com a finalidade de aumentar a taxa final de fósforo, potássio e minerais em geral. Contudo, de acordo com as análises, não foi evidenciada alteração significativa nestes quesitos.

Se tratando de macro nutrientes para o uso agrônômico o elemento mais importante é o fósforo, pela sua importância como macro nutriente e pelo valor econômico associado, aliado a escassez e dificuldade de minerar esse elemento para o uso nos adubos comerciais. A dinâmica do fósforo no processo de compostagem depende de alguns fatores, como material orgânico, porcentagem de carbono e nitrogênio, os microrganismos, aeração, temperatura e adição de glicose (BRASIL, 2014).

Porém, o mais importante fator é a interação dos microrganismos com o fósforo. A primeira interação se dá pela absorção do fósforo solúvel pelas células microbianas para a síntese energética, já o gás carbônico gerado pelo metabolismo microbiano combina-se com a parte insolúvel do fósforo, o fosfato tricálcio que é reduzido a fosfato monocálcio, este último solúvel em água (CEZÁR, 2005). Ou seja, pelo o índice de mineralização (Tabela 03), teor de matéria orgânica e temperatura os tratamentos T4 e T2 tiveram uma maior atividade microbiana, gerando maior quantidade de gás carbônico, reagindo com o fósforo insolúvel e tornando-o solúvel. WEI *et al* (2017; 2018) demonstraram experimentalmente que os ácidos orgânicos excretados pelos microrganismos no processo de compostagem transformam o fósforo tricálcio em fósforo solúvel no processo de compostagem e adição de monzogranito. Esses fatores, podem ter contribuído para o movimento do fósforo para a base da célula de compostagem de T4, em contrapartida, T1 continuou com uma maior quantidade de fósforo insolúvel concentrado na parte central das células, visto que, as amostras foram retiradas de cinco pontos centrais das células de compostagem.

Além dos macros e micronutrientes de interesse agrônômico, os lodos provenientes do tratamento de esgoto possuem elementos que podem ser tóxicos ao serem aplicados no solo ou até mesmo para os microrganismos agentes da compostagem. Esses elementos podem variar de acordo com o tipo de esgoto e/ou com a presença de contaminações por efluentes industriais ou pela introdução do material estruturante contaminado. Na tabela 05, é possível observar os teores das substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas no composto estabilizado. A maioria dos metais está dentro dos limites estabelecidos pela Resolução 375/2006, que limita as máximas concentrações desses elementos para o uso de lodo de esgoto e seus derivados. No entanto, o arsênio ultrapassou o limite estabelecido pela legislação, que é de 41 mg/Kg, nos quatro tratamentos estudados. Além disso, o tratamento T4 obteve as maiores quantidades de arsênio, com valor seis vezes maior que a legislação.

Tabela 05: Concentração de metais no composto oriundo dos quatro tratamentos testados no processo de compostagem.

Elementos	Unidade	LQ	T1			T2			T3			T4		
			Resultado	LQA	IC	Resultado	LQA	IC	Resultado	LQA	IC	Resultado	LQA	IC
Arsênio	mg/Kg	0.250	75.4	0.32	1.1	61.57	0.297	0.87	47.1	0.275	0.66	242.4	0.292	3.4
Bário	mg/Kg	0.250	84.82	0.32	0.76	83.15	0.297	0.75	81.15	0.275	0.73	69.2	0.292	0.62
Cádmio	mg/Kg	0.150	<0,194	0.19	0.0029	<0,178	0.178	0.0027	<0,164	0.165	0.0025	<0,175	0.175	0.003
Chumbo	mg/Kg	0.250	5.65	0.32	0.16	7.61	0.297	0.22	7.93	0.275	0.23	5.79	0.292	0.16
Cromo hex.	mg/Kg	0.200	2.5	0.26	0.34	3.57	0.24	0.49	3.24	0.22	0.44	11.19	0.23	1.5
Mercúrio	mg/Kg	0.010	<0,013	0.01	0.0004	<0,012	0.012	0.0004	<0,011	0.011	0.0004	<0,012	0.012	4E-04
Molibdênio	mg/Kg	0.250	1.85	0.32	0.032	1.86	0.297	0.032	1.89	0.275	0.033	2.01	0.292	0.035
Níquel	mg/Kg	0.250	8.51	0.32	0.11	10.32	0.297	0.13	8.48	0.275	0.11	10.46	0.292	0.13
Selênio	mg/Kg	0.250	<0,323	0.32	0.02	<0,287	0.297	0.018	<0,275	0.275	0.017	<0,292	0.292	0.018

LQ: Limite de quantificação ; LQA: Limite de quantificação da amostra ; IC: Índice de incerteza.

No Anexo B, encontra-se as análises referentes aos parâmetros inorgânicos do lodo realizadas pela CORSAN durante o ano de 2017. Com esses dados é possível observar que o lodo utilizado não possui teores elevados de arsênio e cromo. Em contra partida, diversos autores afirmam que a contaminação em agro tecnologias que usem a maravalha podem ser afetadas pelo arsênio (As) e cromo (Cr), pois esses elementos são utilizados na fabricação de fungicidas e inseticidas usados na preservação das madeiras (FAGUNDES, 2003; VIDAL *et al*, 2015). O As e Cr são elementos extremamente tóxicos a saúde humana e aos microrganismos, afetando negativamente o processo de compostagem e dificultando a degradação do carbono inorgânico presente na maravalha. Porém, os microrganismos em conjunto com o carbono orgânico dissolvido presente no lodo, ferro, fosfatos provenientes da degradação microbiana e um pH ácido pode imobilizar o As presente no sistema (KIM *et al*, 2019).

Contudo, um dos principais motivos para se conduzir a compostagem é a eliminação de agentes patogênicos do lodo de esgoto para garantir a segurança sanitária do composto. Na tabela 06 constam as quatro análises qualitativas para agentes patogênicos exigidas pela legislação. Pode-se observar que todos os tratamentos foram eficientes na remoção de coliformes termotolerantes, salmonela e vírus entéricos, no entanto, o teste para ovos de helmintos apresentou resultado positivo no final da compostagem. A legislação brasileira permite valores menores que 10 ovos por grama da amostra, com isso, a avaliação qualitativa desse parâmetro não foi suficiente para determinar a eficiência do processo neste quesito.

Tabela 06: Parâmetros microbiológicos no composto oriundo dos quatro tratamentos testados no processo de compostagem.

Parâmetros	Unidade	LQA	T1	T2	T3	T4
Coliformes termotolerantes	NMP/g MS	0.3 NMP/g MS	Negativo	Negativo	Negativo	Negativo
Salmonella	10g MS/Kg	10g MS/Kg	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
Vírus Entéricos	UFP/4g MS	UFP/4g MS	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Ovos de Helmintos	Ovo(s)/4g MS	1.0 Ovo/4g MS	Positivo	Positivo	Positivo	Positivo

NMP: Número mais provável; UFP: Unidade formadora de placa; MS: Matéria seca; LQA: Limite de quantificação analítica

Em suma, devido às altas temperaturas, todos os tratamentos podem ser considerados como redutores de microrganismos patogênicos. No entanto, de acordo com a legislação vigente, os únicos tratamentos que sanitizaram o composto foram o 3 e 4 em razão dos picos superiores a 55°C e mantidos a mais de 4 horas. Além disso, o tratamento 3 teve uma redução adicional de patógenos de acordo com a Resolução n°. 375/2006, por manter as temperaturas maiores que 55°C por mais de 3 dias.

6. CONCLUSÕES

O composto apresentou textura e odor característicos da compostagem bem-conduzida em todos os tratamentos. Ou seja, não apresentou cheiro pútrido, característico do processo anaeróbio, ou textura compactada, implicando em baixa aeração e alta umidade. Contudo, alguns grânulos de lodo foram visualizados em todos os tratamentos, com isso, teve-se uma resistência maior à decomposição microbiana, dessa forma, diminuindo a fonte de nitrogênio.

A condutividade elétrica é um fator que define a progressão das características minerais do composto, essencial para a adubação. Nesse sentido foi possível observar que, no final do processo, o composto atingiu valores elevados de condutividade, ou seja, o seu potencial como adubo orgânico aumentou em relação ao início do experimento, corroborado pelas altas taxas de macro e micronutrientes.

A utilização do monzogranito interferiu positivamente no desenvolvimento da temperatura em conjunto com o bagaço de cana de açúcar no tratamento 4. Porém sua utilização deve ser dosada, inicialmente, de forma a manter o pH estável para o desenvolvimento dos microrganismos.

De acordo com os resultados, o bagaço de cana-de-açúcar ajudou no aumento das temperaturas dos tratamentos 3 e 4, e acelerou o processo. Contudo o açúcar presente nesse insumo compete com a biodegradação do nitrogênio amoniacal prejudicando a remoção desse poluente.

Por fim, o material compostado teve a eliminação esperada de patógenos previsto no projeto, no entanto, a utilização do material estruturante deve ser cuidadosamente selecionada afim de evitar contaminações por elementos tóxicos devido a outros processos inerentes aos insumos.

7. REFERÊNCIAS

AWASTHI, M. K.; WANG, M.; CHEN, H.; WANG, Q.; ZHAO, J.; REN, X.; LI, D. S.; AWASTHI, S. K.; SHEN, F.; LI, R.; ZHANG, Z. Heterogeneity of biochar amendment to improve the carbon and nitrogen sequestration through reduce the greenhouse gases emissions during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 2017, p. 428 – 438.

BARREIRA, L. P.; JUNIOR, A. P.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do estado de São Paulo: Qualidade dos compostos e processos de produção. **Eng. Sanitária Ambiental**. Vol. 11, n° 4, 2006, p. 385 – 393.

BARRELLA, K. M.; GARRAFA, P.; MONEZI, T. A.; HÁRSI, C. M.; SALVI, C. VIOLANTE, P. A. B. C.; MEHNERT, D. U. Longitudinal study on occurrence of adenoviruses and hepatitis A virus in raw domestic sewage in the city of Limeira, São Paulo. **Brazilian Journal of Microbiology**. 2009, p. 102 – 107.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo ativados: Um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol. 10, n. 4°, 2005, p. 329 – 338.

BLACK, J.G. Microbiologia: Fundamentos e Perspectivas. **Ed. Guanabara**, 2008, Ed. 4°.

BRASIL, 2017. Resolução n° 481/ 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. **DOU**, 2017.

BRASIL, 2006. Resolução n°375 / 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **DOU**, 2006.

BRANCO, S. M.; MURGEL, P. H.; CAVINATTIO, V. M. Compostagem: Solubilização Biológica de rocha fosfática na produção de fertilizante organomineral. **Revista engenharia sanitária e ambiental**, vol. 6, n°3, 2001, p. 115-122.

BRITO, L. M.; MOURÃO, I.; COUTINHO, J. Compostagem de biomassa de acácia com casca de pinheiro. **Revista de ciências agrárias**, 2014, 37(1): pág. 59 -68.

BRITO, L. M.; AMARO, A. L.; MOURÃO, I.; COUTINHO, J. *Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino*. Sociedade Brasileira de ciência do solo, v. 32, n° 5, p. 1959-1968, Viçosa 2008.

BRINGHENTI, J. R.; BOSCOV, M. E. G.; PIVELI, R. P.; GUNTHER, W. M. R. Codisposição de lodos de tratamento de esgotos em aterros sanitários brasileiros: aspectos técnicos e critérios mínimos de aplicação. **Rev Eng Sanitaria e Ambiental**. V. 23 n 5, pg 891 – 899, 2018.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; MARIN, L. M. K. De S.; SIMÃO, C. C.; Aplicação de lodos de estação de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n. 3, p.315 - 324, 2012.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa agropecuária brasileira**. Brasília, 2002, v. 37, n.11, 2002.

BUDZIAK, C.R.;MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformação química da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, Vol. 27, No. 3, p. 399 – 403, 2004.

BUSTAMANTE, M. A.; ALBURQUERQUE, J. A.; RESTREPO, A. P.; DE LA FUENTE, C.; PAREDES, C.; MORAL, R.; BERNAL, M. P. Co-composting of the solid fraction of anaerobic digestants, to obtainad ded-valuematerials for use in agriculture. **Biomass e Bioenergy**. 2012, v. 43, p. 26 – 35.

BUSNELLO, J. F.; KOLLING, F. D.; DALLA, C. R.; MOURA, C. L. pH e granulometria em compostagem de pequena escala com diferentes fontes de resíduos. In: **Congresso Brasileiro de Agronecologia VIII**. Porto Alegre, RS, 2013.

CARDOSO, D. das D.; BRITO, W. M. E. D.; MARTINS, R. M. B.; KITAJIMA, E. W.; SOUZA, M. P. M.; BARBOSA, A. J.; OLIVEIRA, S. A. de; RASCOLP, S. B. Ocorrência de rotavírus e adenovírus em amostras fecais de crianças com gastroenterite, na cidade de Goiânia. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. 1989, p. 67 – 71, vol. 22 (2).

CARVALHO, C. S.; RIBEIRO, V. S.; ANDRADE, C. A. De; GRUTZMACHER, P.; PIRES, A. M. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 2015, vol. 10, n. 3, p. 413 – 419.

CHIUMENTI, A. Complete nitrification-denitrification of swine manure in a full-scale, non-conventional composting system. **Waste Management**. 2015, p. 577 – 587, vol. 46.

CHERNICHARO, C. A. de L. *Reatores Anaeróbicos*, v. 5, 2000.

CILLI, A.; LUCHS, A.; MORILLO, S. G. COSTA, F. F.; CARMONA, R. de C. C.; TIMENETSKY, M. de C. C. Caracterização molecular de cepas de rotavírus e noravírus: um estudo de 6 anos (2004 – 2009). **Jornal de Pediatria**. 2011, vol. 87, n°5, p. 445 – 449.

CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORRÊA, A. S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V.11, n.4, p. 420 – 426, Campina Grande PB, 2007.

CORRÊA, E.K.; DUVAL, E. H.; TRINDADE, P.; BIANCHI, I.; JR, T.L.; SILVA, W.P. Influência de diferentes alturas nas características físico-químicas da cama e na prevalência de *Salmonellas* em suínos durante a terminação. **Ciência Animal Brasileira**, 2009, v.10, n.1.

COSTA, M. S. S. De M.; COSTA, L. A. De M.; PELÁ, A.; SILVA, C. J. Da; DECARLI, L. D.; MATTER, U. F. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n.3, p. 692 – 698, 2006.

CÉZAR, V. R. S. Tese: *Efeito da compostagem sobre a solubilização e a eficiência agronômica de diferentes fontes de fósforo*. Botucatu, SP 2005.

DROZ, J.; JAMROZ, E.; LICZNAR, M.; LICZNAR, S. E.; WEBER, J. Organic matter transformation and humic indices of compost maturity stage during composting of municipal solid wastes. *Grunwaldzka*, v.53, p. 855-861, 1997.

EMBRAPA MANDIOCA E FRUTICULTURA. Produção Orgânica de Frutas Tropicais – ênfase nas culturas de abacaxi e banana. Documento 197, ISSN 1809-4996. Cruz das Almas - BA, 2010.

ESTRELLA, F. S.; GARCÍA, C. V.; LÓPEZ, M. J.; CAPEL, C. MORENO, J. Antagonistic activity of bacteria and fungi from horticultural compost against *Fusarium oxysporum f. sp. melonis*. **Crop Protection**. 2007, v. 26, p. 46 – 53.

ELOUAQOUDI, F. Z.; FELS, L. E.; AMIR, S.; MERLINA, G.; MEDDICH, A.; LEMEE, L.; AMBLES, A.; HAFIDI, M. Lipid signature of the microbial community structure during composting of date palm waste al one or mixed with couch grass clippings. **International Biodeterioration e Biodegradation**, 2015, pg. 75 – 84, vol 97.

FARD, N. J.; MORADI, B.; ABBASI, M.; BABADI, R. A.; BAHARANI, H.; MIRZAIE, A.; JAVID, A. Z.; RAVANBAKSH, M. Feasibility study of green wastes composting with digested and dewatering sludge from municipal wastewater treatment plant in Iran. **Environmental Health Engineering and Management journal**. 2015, p. 149 – 155.

FAGUNDES, H. A. V. Dissertação: Diagnóstico da produção de madeira serrada e geração de resíduos do processamento de madeira de florestas plantadas no Rio Grande do Sul. 2003, Porto Alegre.

FERRARI, V. Dissertação: *Avaliação química de insumos agrícolas obtidos a partir da compostagem de resíduos de uva*. Centro Universitário La Salle, Canoas, 2015.

FERNADES, F.; PIERRO, A. C.; YAMAMOTO, Y. Produção de fertilizante orgânico por compostagem do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília 1993, p. 567 – 574, v. 28, n. 5.

FERREIRA, C. T.; SILVEIRA, T. R. de. Hepatites virais: aspectos da epidemiologia e da prevenção. **Revista Brasileira de Epidemiologia**. 2004, vol.4, p. 473 – 487.

FILHO, M. V. P. Compostagem de lodo de esgoto para uso agrícola. **Revista Agroambiental**, 2011, p. 73 – 80.

FREITAS, R. X. A.; MELO, G. A. Avaliação do uso de biocompostos de lodo de esgoto como substrato para produção de mudas. **Revista monografias ambientais – REMOA**. Santa Maria, 2010. v.12, n.12, p.2665-2673.

FUJII, K. Y.; DITTRICH, J. R.; CASTRO, E. A.; SILVEIRA, E. O. Da. Processos de tratamento de resíduos de coqueira e a redução ou eliminação de ovos e larvas infectantes do gênero *Strongylus* spp. **Arq. Instituto de biologia**, São Paulo , v. 81, n.3, p. 226-231, 2014. DOI:10.1590/1808-1657000482012.

FUCHS, J. G. Interactions Between Beneficial and Harmful Microorganisms: From the Composting Process to Compost Application. In: INSAM, M.; WHITDE, M.; GOBERNA, I. F. (Coord.). **Microbes at work**. Ed. Springir, 2010.

GILLMAN, G.P. The effect of crushed bas salt scori an on the cation Exchange properties of a highly weathered soil. **Soil sci. soc. Am. J.** 1980, p. 465 – 468.

GOMES, D. R.; CALDEIRA, M. V. W.; DELARMEINA, W. M.; GONÇALVES, E. De O.; TRAZZI, P. A. Lodo de esgoto como substrato para a produção de mudas de *Tectonagrandis*L. **Cerne**, Lavras, v.19, n.1, p.123 - 131, 2013.

GONZÁLES, J. A. L.; ESTRELLA, F. S.; GARCÍA, M. C. V. JURADO, M. M.; MORENO, J. J. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: studies upon its structure, functional it y and biodiversity. **Bioresource Technology**, 2015, p.406 - 416,

GOMES, D. R.; CALDEIRA, M. V. W.; DELARMEINA, W. M.; GONÇALVES, E. de O.; TRAZZI, P. A. Lodo de esgoto como substrato para produção de mudas de *Tectonagrandis*L. **Cernes**, Lavras 2013, v.19, n.1, p. 123-131.

GUO, X.; GU, J.; GAU, H.; CHEN, Z.;SHAO, L.; CHEN, L.; LI, H.; ZHANG, W. CHEN, S. LIU, J. Effects of Cu on metabolism sandex zyme activities of microbial communities in the process of composting. **Bioresource Technology**. 2012, p. 140 – 148. Doi:10.1016/j.biortech2011.12.087.

HECK, K.; MARCO, É. G. De.; HAHN, A.B.B.; KLUGE, M.; SPIKI, F. R.; SAND, S. T. V. D. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**.v.17, n.1, p. 54-59, Campina Grande – PB, 2013.

HAANDEL, A. V.; SOBRINHO, P. A. Produção, composição e constituição de lodo de esgoto. In.: Rede cooperativa de pesquisas: Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos. Coor. ANDREOLI, C. V. Curitiba – PR, 2001, p. 282.

INSAM, H.; BERTOLDI, De M. Microbiology of the Composting Process. In: INSAM, M. H.; RIDDECH, N.; KLAMMER, S (Coord). **Microbiology of Composting**. Ed. Springir, 2002.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT. **Tecnologia de Produção de fertilizantes**. CEKINSKI, E. (coord.). São Paulo, 1990.

IRANI, D. N. Viral Meningitis. In: CHRISTODOULIDES, M. (Coord.). **Cellular and molecular basis**. 2013, vol. 26.

JUNIOR, R. G. de S.; MAHLER, C. F.; DIAS, A. C.; JUNIOR, F. da L. Avaliação de novas práticas de compostagem em pequena escala com aproveitamento energético. **Engenharia sanitária ambiental**, 2017. v.22, n.2, pg. 361 – 370.

KARADAG, D.; OZKAYA, B.; OLMEZ, E.; NISSILA, M. E.; ÇAKMAKÇI, M.; YILDIZ, S.; PUHAKKA. Profiling of bacterial community in a full-scale aerobic composting plant. **International Biodeterioration e Biodegradation**. 2013, p. 85 – 90.

KABBASHI, N. A.; RAZI, A. F.; RAMACHANDRAN, K. B. Solid state culture conditions for composting sewage sludge. **IJUM Engineerings journal**, vol. 6, n.1, 2005.

KIEHL, E. J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. 4.ed, Piracicaba, 2004, p.173.

KIM, H. B.; KIM, S.H.; JEON, E.K.; KIM, D. H.; TSANG, D. C. W.; ALESSI, D. S.; KWON, E.E.; BAEK, K. *Effect of dissolved organic carbon from sludge, Rice straw and spent coffee ground biochar on the mobility of arsenic in soil*. Science of the total environment, 2018. P. 1241-1248.

KUMARESAN, K.; BALON, R.; SRIDHAR, A.; ARAVIND, J.; KANNANI, P. Na intergrated approach of composting methodologies for solid waste management. **Global J. EnvironSci. Manage**, 2016, p. 157 – 162.

KUNZ, A.; BORTOLI, M. HIGARASHI, M.M. Avaliação do manejo de diferentes substratos para compostagem de despejos líquidos de suínos. **Acta Ambiental Catarinense**, v.5, n.1/2, 2008.

LIXANDRU, B.; PATROESCU, V.; LEONTE, E. P.; DRAGOMIR, N. PRICOP, A. MÂSU, S.; MORARIU, F.; POPESCU, D. Reserch regarding accumulation in soy bens of heavy metals fro man aerobic composted sewages ludgeus ed as organic fertilizer. **Scientific Papers: Animal Science and Biotechnologies**, 2010, v. 43, p. 93-97.

LI, W.; WU, C.; WANG, K.; MENG, L.; LV, L. Nitrogen loss reduction by adding sucrose and beet pulp in sewage sludge composting. *International Biodeterioration e Biodegradation*, 2017, p. 1 – 7.

LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M. De; ZONTA, E.; LIMA, E. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. **Pesq. Agropec. Bras.** Brasília, 2007, v. 42, n.7, p. 1043 – 1048.

LEONARDOS, O. H.; THEODORO, S. H.; ASSAD, M. L. Remineralization for sustainable agriculture: A tropical perspective from Brazilian viewpoint. **Nutrient cycling in agroecosystems**. 2000, p. 3-9.

LUZ, A. B.; LAPIDO, L. F. E.; SAMPAIO, J. A.; CASTILHOS, Z.C.; BEZERRA, M. S. *Rochas minerais e rotas tecnológicas para produção de fertilizantes alternativos*. Agroinerais para o Brasil. Rio de Janeiro, 2010, CETEM/MCT, p. 61 – 89.

MA, Y.; ZHANG, J. Y.; WONG, M. H. Microbial activity during composting of an thracene-contaminated soil. **Chemosphere**. Vol. 52, Iss. 9, 2003, p. 1505 – 1513.

MACEDO, F. G.; MELO, W. J. De; MERLINO, L. C. S.; RIBEIRO, M. H.; MELO, G. M. P. De; CAMACHO, M. A. Acúmulo e disponibilidade de cromo, cádmio e chumbo em solos tratados com lodo de esgoto por onze anos consecutivos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina 2012, v. 33, n. 1, p.101-114.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. *Microbiologia de Brock*. In: Nutrição, cultura e metabolismo de micro-organismos. Ed. Artmed, v. 12, 2014.

MARTÍN, J.; SANTOS, J. L.; APARECIO, I.; ALONSO, E. Pharmaceutic all yactive compounds in sludge stabilization treatemants: Anaerobic and aerobic digestion, waster water stabilization ponds and composting. **Science of the total environment**, 2015, p. 97 – 104.

MATOS, A. De.; TEIXEIRA, D. L.; RIBEIRO, I. C.; PAIVA, E. C. R.; FILHO, A. F. L. Demanda de potencial do ventilador para aeração de material em compostagem. **Eng. Agrícola**, Jaboticabal, 2012, v. 32, n.3, p. 542-551.

MEIRA, A. M.; CAZZONATTO, A.C.; SOARES, C.A. Manual básico de compostagem - Série: Conhecendo os resíduos. **Universidade de São Paulo**, Piracicaba, 2012, p.0-21.

MELAMED, R.; GASPAR, J.; GASPAR, J.; MIEKELEY, N. *Pó-de-rocha como fertilizante alternativo para sistemas de produção sustentável em solos tropicais*. Rio de Janeiro, 2007. CETEM.

MENDES, P. M. Avaliação da estabilização de camas usadas na avicultura através de bioindicadores vegetais. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia da Universidade Federal de Pelotas. Pelotas –RS, 2011.

MORAES, C. D. de. Avaliação do processo de bioestabilização por compostagem de estopas contaminadas com óleo e graxas provenientes de oficinas mecânicas da região de criciúma – SC. Universidade do Extremo Sul Cataronense UNESC. Criciúma, 2012.

MORISAKI, N.; PHAE, C. G.; NAKASAKI, K.; SHODA, M.; KUBOTA, H. Nitrogen Transformation during Thermophilic Composting. **Journal of fermentation and bioengineering**, vol. 67, n° 1, p. 57-61, 1989.

MONDEIRO, M. S.; PAREDES, C. R. A.; BERNAL, M.P. *Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on Ph, EC and maturity of the composting mixtures*. Bioresour Technol. 2001, v. 78(3), pg. 301-308

MOON, P. P. E. Basic on-farm composting manual. **Copyrith**, 1997. The clean Washington center.

MOULIN, J.C.; ARANTES, M. D. C.; GONÇALVES, F. G.; PAES, J. B.; BARAUNA, E. E. P.; ROSA, R. A. Avaliação energética da maravalha gerada em uma serraria de pequeno porte. **Journal of Biotcnology and Biodiversity**. Vol. 2, n. 2, p. 16-22, 2011.

MULLER, E. C. A.; MORAIS, M. A. A. de; GOBBAY, Y. B.; LINHARES, A. da C. Ocorrência de adenovírus em crianças com gastroenterite aguda grave na Cidade de Belém, Pará, Brasil. **Rer. Pan – Amaz Saude**. 2010, p. 49 – 55.

DEQ – Department of Environmental Quality: Carolina Departament of Environment, Health and Natural Resources – Division of Enviromental Management, Land Aplication of Residual Solids, from LARS 06/94, North Carolina, 1994.

NADIA, O. F.; XIANG, L. Y.; LIE, L. Y.; ANUAR, D. C.; AFANDI, M. P. M.; BAHARUDDIN, S. A. Investigation of physico-chemical properties and microbial

community during poul try manure co-composting process. **Journal of environmental sciences**, 2015, vol. 28, p. 81 – 94.

PAIVA, E. C. R.; MATOS, A. T.; AZEVEDO, M. A.; BARROS, R. T. P. De; COSTA, T. D. R. Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da compostagem e de leiras estáticas aeradas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal 2012. V. 32, n.5, p.961 – 970.

PAN, T. H.; CHEN, T. B.; GOA, D.; ZHENG, G. D.; CHEN, J. ZHOU. Comparison of cassava distillery residues and straw as bulking agents for full-scale sewage sludge composting. **Compost science e utilization**, 2016. ISSN: 1065-657X.

PINTO, T. de P.(Coord.). Guia de compostagem. **ACODAL**, 2015.

PLAMSAB – Plano Municipal de Saneamento Ambiental de Santa Maria. Volume IIB: Sistema de Esgotamento Sanitário.

PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V. Introdução. In.:Rede cooperativa de pesquisas: Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos. Coor. ANDREOLI, C. V. Curitiba – PR, 2001, p. 282.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. Universidade Estadual de Londrina. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Londrina, 1999.

PROSAB – Rede cooperativa de pesquisas: Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de água e esgotos sanitários, inclusive com a utilização de técnicas consorciadas com resíduos sólidos urbanos. Coor. ANDREOLI, C. V. Curitiba – PR, 2001, p. 282.

ROCHX, B.; WIT, M. de; VENNEMA, H.; VINJÉ, J.; BRUIN, E. de; DUYNHOVEN, Y. V.; KOOPMANS, M. Natural history of human calicivirus infection: A prospective cohort study. **Major Article**. 2016, p. 246 – 253.

ROUSE, J. D. Development of environmental lysu stainable methods for treatment of domestic wastewater and hand ling of sewage sludge on Yap Island. **Sustainability**, 2015, vol.7, p. 12452-12464.

ROUSE, J. D. Sustainabilityofwastewatertreatmentandexcesssludgehandlingpractices in the federated states of Micronesia. **Sustainability**, 2013, vol. 5, p. 4183-4194.

SÁ, M. F.; AITA, C.; DONEDA, A.; PUJOL, S. B.; CANTÚ, R. R. JACQUES, I. V. C. BASTIANI, G.G.; OLIVEIRA, P. D. LOPES, P. D. Dinâmica da população de coliformes durante a compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos. **Arq. Bras. Medicina Veterinária e Zootecnia**, 2014, v. 66, n.4, p.1197 – 1206.

SANT'ANNA JR, G. L. Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e Aplicação, 2013. Ed. 3.

SHEN, D. S.; YANG, Y. Q.; HUANG, H. L.; HU, L. F.; LONG, Y. Y. Water state changes during the composting of kitchen waste. **Waste Management**. 2015, p.1-7.

SILVA, G. A. A viabilidade da utilização de compostos orgânicos em solos agrícolas. Trabalho de conclusão de curso, Escola Agrotécnica Federal de Muzambinho, Muzambinho, 2008, pg. 25.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. de C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa agropecuária**, Brasília 2003, v.38, n.10, p.1187-1195.

SOUZA, F. N. S. O potencial de agrominerais silicáticos como fonte de nutrientes na agricultura tropical. **Tese (doutorado em geologia) Instituto de Geociências de Brasília**. Brasília, 2014, p.0-107.

SOLOWIEJ, P.; NEUGEBAUER, M.; DACH, J.; CZEKALA, W.; JANCZAK. *The influence of substrate C:N ratios on heat generation during the composting process of sewage sludge*. International Journal of Smart Grid and Clean Energy. v. 6, n° 1, January 2017.

TAVARES, T. de M.; CARDOSO, D. das D. de P.; BRITO, W. M. E. D. de. Vírus entéricos veiculados por água: Aspectos microbiológicos e de controle de qualidade da água. **Revista de Patologia Tropical**. 2005, vol. 34, p. 85-104.

TIAN, W.; SUN, Q.; XU, D.; ZHANG, Z.; CHEN, D.; LI, C.; SHEN, Q.; SHEN, B. **Succession by bacterial communities during composting process as detected by 16S rRNA clone libraries analysis**, 2013. Vol. 78, p.58 - 66.

TORRES, P.; PÉREZ, A.; ESCOBAR, J. C.; URIBE, I. E.; IMERY, R. Compostaje de biossólidos de plantas de tratamento de águas residuales. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, 2007. V. 27, n.1, p. 267 – 275.

TROY, S. M.; NOLAN, T.; KWAPINSKI, W.; LEAHY, J. J.; HEALY, M. G.; LAWLOR, P. G. *Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure*. Journal of environmental Management. 2012, pg. 70 -77, ed. 111.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Control of Pathogens a Vector Attraction in Sewage Sludge, 2003.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Technical Support Document for Land Application of Sewage Sludge. 1992.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Na analysis of composting as na environmental remediation technology, 1998.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Manual for composting sewage sludge by the Belts ville aerated-pile method, 1980.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Method 1682: *Salmonella* in sewage sludge (Biosolids) by modified semisolid rappaport-vassiliadis (MSRV) medium, 2006.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Method 1680: Fecal coliforms in sewage sludge (biosolids) by multiple-tube fermentation using Lauryl Tryptose Broth (LTB) and EC Medium, 1680.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Method 9040C:pHelectrometricMeasurement, 2004.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Method 9060A: Total organic carbono, 2004.

United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**: Method 7000B – Flame atomic absorption spectrophotometr, 2007.

VAN STRAATEN, P. Rocks for crops: Agrominerals of sub-saharan Africa. ICRAF. Kenya, 2002.

VARGAS, D. D.; IBARRA, E. De Los R.; SALAS, J. M.; RÉNDIZ, D. Y. E.; HERRERA, R. R. Composting used as a low cost method for pathogen elimination in sewage sludge in México, Mexico. **Sustainability**, 2013, vol. 5, p. 3150 – 3158.

VALENTE, B.S.; XAVIER, E. G.; MORSELLI, T.B.G.A; JAHNKE, D.S.; JR, B. De S.B.; CABRERA, B.R.; MORAES, P. De O.; LOPES, D.C.N. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Arch. Zootec.**, 2009, p. 59 – 85.

VALENTE, B.S.; XAVIER, E.G.; MORAES, P. De O.; PILOTTO, M. V.T.; PEREIRA, H. Da S. Compostagem em pilhas e Vermicompostagem no tratamento da mistura de camas de aviário e despejos líquidos de bovinos leiteiros. **Augmdomus: Asociación de Universidades**, 2014, vol.6, p. 111 – 122.

VIDAL, J.M.; EVANGELISTA, W. V.; SILVA, J de C.; JANKOWSKY, I. P. *Preservação de madeiras no Brasil: Histórico, cenário atual e tendências*. Ciências florestais, Santa Maria, v. 25, n-1, p.257-271, 2015.

WANG, X.; CUI, H.; SHI, J.; ZHAO, X.; ZHAO, Y.; WEI, Z. Relationship between bacterial diversity and environmental parameters during composting of different raw materials. **Bioresource Technology**, 2015, p.395 – 402.

WANG, M.; AWASTHI, Q. W.; WANG, Q.; CHEN, H.; REN, X.; ZHAO, J.; LI, R.; ZANG, Z. *Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis*. **Bioresource Technology**, 2017, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016>, p. 1 – 32.

WEI, Y.; ZHAO, Y.; FAN, Y.; LU, Q.; LI, M.; WEI, Q.; ZHAO, Y.; CAO, Z.; WEI, Z. *Impact of phosphate-solubilizing bacteria inoculation methods on phosphorus transformation and long-term utilization in composting*. **Bioresource Technology**, 2017, vol. 241, p. 134 – 141.

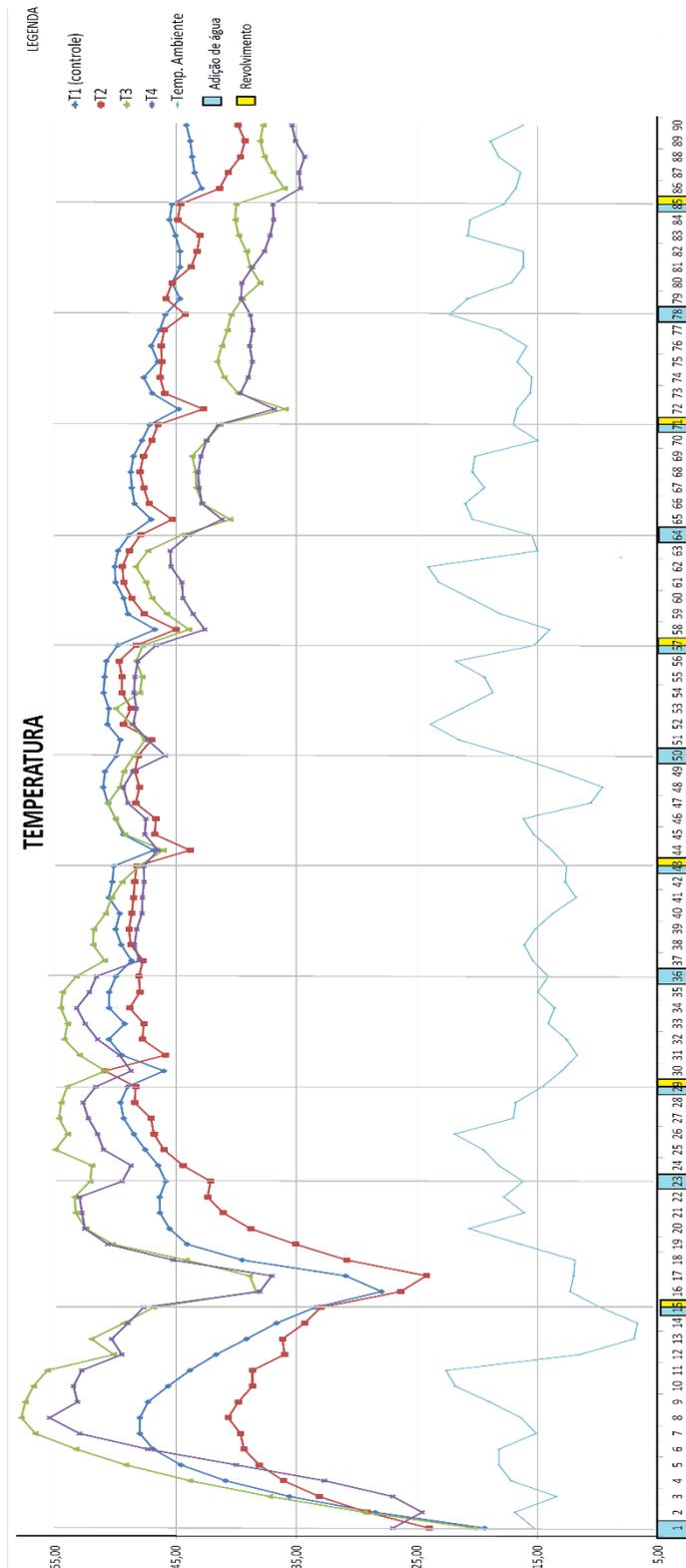
WEI, Y.; ZHAO, Y.; SHI, M.; CAO, Z.; LU, Q.; YANG, T.; FAN, Y.; WEI, Z. *Effect of organic acids production and bacterial community on the possible mechanism of phosphorus solubilisation during composting with enriched phosphate-solubilizing bacteria inoculation*. **Bioresource Technology**, 2018, vol. 247, p. 190 – 199.

Waste Reduction Model (WARM) - United States Environmental Protection Agency – USEPA. **Environmental Regulations and Technology**, 2015, versão 13.

ZORZETE, T. Q.; DECHEN, S. C. F.; ABREU, M. F.; JÚNIOR, F. F. Caracterização física de substratos para plantas. **Solos e nutrição de plantas**, 2014, Bragantina, Campinas, v. 73, n.3, p.300-311.

ZBYBEL, J.; CENCEK, J.; KARAMON, J.; KLAPEC, T. Effectiveness of stages of wastewater treatment in elimination of eggs of intestinal parasites. **Bull Vet. Inst. Pulawy**, vol. 59, p. 51 – 57, 2015.

APÊNDICE B – GRÁFICO DA TEMPERATURA CONTENDO OS REVOLVIMENTOS E A ADIÇÃO DE ÁGUA AO LONGO DO PROCESSO.



Fonte: O autor (2017).

ANEXO A: TEORES DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS NO LODO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DA CORSAN EM RIO GRANDE AO LONGO DAS QUATRO ESTAÇÕES DO ANO.

Parâmetros	Rio Grande			
	Outono	Inverno	Primavera	Verão
Arsênio (mg/kg)	1,1	< 1,78	< 1,67	< 1,72
Bário (mg/kg)	56			246,3
Cádmio (mg/kg)	0,33	< 1,18	< 1,11	1,37
Chumbo (mg/kg)	6,9	20,1	11,5	26,5
Cromo hexavalente	-	-	< 0,015	< 0,172
Mercúrio (mg/kg)	0,29	< 0,118	< 0,111	< 0,115
Molibidênio (mg/kg)	< 3,0			4,37
Níquel (mg/kg)	3,5	7,57	8,68	25,9
Selênio (mg/kg)	< 0,2	< 1,78	< 1,67	< 1,72

Fonte: EMBRAPA (2018).