

### **III-346 - VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES ATRAVÉS DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM UM BIOCOMPOSTADOR**

**Mônica de Abreu Azevedo<sup>(1)</sup>**

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Viçosa, mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais e doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. É professora da Universidade Federal de Viçosa. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em Engenharia Sanitária e Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: resíduos sólidos, tratamento de resíduos, sistemas de gestão, avaliação de impacto na saúde.

**Marcos Oliveira Dantas<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de São João del Rei. Mestrando em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. PH Rolfs, s/n - Campus Universitário - Universidade Federal de Viçosa, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Departamento de Engenharia Civil - Centro - Viçosa - MG - CEP: 36570-000- Brasil - Tel: (31) 38991738 - e-mail: monica.abreu.azevedo@gmail.com

#### **RESUMO**

O reaproveitamento de resíduos é estratégia fundamental para solucionar um dos maiores problemas ambientais da atualidade: a quantidade de resíduo gerado e sua correta destinação. Os resíduos orgânicos não são considerados rejeitos, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010) e, portanto, devem ser reaproveitados e não dispostos em aterros sanitários. A compostagem tem sido utilizada como um método de disposição final dos resíduos orgânicos que visa reciclar a matéria e transformá-la em adubo orgânico. Considerando a significância deste processo, muitas pesquisas têm sido feitas a fim de melhorar a eficiência deste sistema principalmente no que diz respeito à decomposição da fração dos resíduos orgânicos composta por restos de alimentos, mas há uma carência de estudos e processos específicos para o tratamento de resíduos orgânicos alimentares. Desta forma, a presente pesquisa buscou desenvolver e testar uma metodologia para o tratamento de resíduos alimentares por um processo de compostagem realizado em um biodigestor aeróbio descontínuo e fechado, denominado de biocompostador. Este trabalho buscou avaliar o desempenho da compostagem dos resíduos orgânicos do restaurante universitário (RU) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), com a adição de um material estruturante, cavaco de madeira, em uma proporção de peso de 60/30/10, através do controle dos seguintes parâmetros: aeração, temperatura, umidade, pH, matéria orgânica volátil e relação Carbono/Nitrogênio inicial e final. Por fim, um teste de germinação, com sementes de alface (*Lactuca Sativa*), foi realizado com o propósito de avaliar a fitotoxicidade do composto. Foram utilizadas duas taxas de aeração de 5min/1,12h e 3min/1,15h, sendo que a troca da primeira para a segunda ocorreu quando a umidade estava próxima à 65%. Os resultados apontaram um alto teor de umidade inicial que, culminou em retardo do início da fase termofílica do processo de compostagem. Os valores iniciais de pH registrados foram 4,50 e 4,16 e 5,8 para T1, T2 e T3 e os valores aferidos ao longo dos experimentos não apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). A remoção de sólidos voláteis foi de 26,51%, 24,79% e 25,27% com ( $p < 0,05$ ) para T1, T2 e T3. A qualidade dos compostos produzidos foi realizada via análise de macro e micronutrientes e toxicidade. A relação C/N reduziu em média de 21:1 para 10:1 mostrando que o processo de compostagem foi eficiente indicando a maturação do composto. O período necessário para o tratamento dos RA no interior do biorreator foi de aproximadamente 45 dias, apresentando uma boa eficiência na degradação desses resíduos. Já a fase de maturação demorou 54 dias em média. Ao final do processo a redução dos resíduos em composto orgânico foi de aproximadamente 92%.

**PALAVRAS-CHAVE:** Compostagem de resíduos alimentares, Resíduo sólido orgânico, Biocompostador aeróbio, Tratamento de resíduos orgânicos.

## INTRODUÇÃO

A destinação de resíduos alimentares é uma das principais preocupações globais devido ao aumento crescente em taxa de geração, além dos graves problemas ambientais (Jiang *et al.*, 2013). Segundo o Ministério do Meio Ambiente, os resíduos alimentares compõem grande fração dos resíduos sólidos urbanos (RSU), cerca de 50% dos RSU é composto por matéria orgânica. (Brasil, 2012).

Os resíduos alimentares (RA), são gerados em grandes quantidades, principalmente nos estabelecimentos do segmento de alimentação, tais como restaurantes comerciais e coletivos, churrascarias, pizzarias, lanchonetes e bares. Sua composição varia de acordo com os hábitos alimentares locais. No Brasil, geralmente compõem-se de carnes, massas, embutidos, ovos, frutas e verduras. Estes são originados das sobras dos alimentos preparados e não consumidos e dos alimentos que são servidos e não consumidos. Tal desperdício é influenciado principalmente pela falta de planejamento do número de refeições, tipicidade do alimento, modo de preparo, ausência de indicadores de qualidade, compras feitas sem critérios, entre outros (Zandonadi & Mauricio, 2012 apud Gueri *et al.*, 2018). Além disso, a geração de resíduo alimentar é inerente ao crescimento populacional, pois está ligada a todas as etapas da cadeia alimentar: assim, quanto maior a demanda por alimentos maior será a geração de resíduos alimentares (Zhang *et al.*, 2014).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal 12.305/2010, visa estimular mudanças consideráveis na forma de gerenciar resíduos sólidos no Brasil. Dentre vários desafios, a PNRS estipulou a destinação ambiental adequada e o reaproveitamento dos resíduos sólidos, por meio dos processos de reciclagem e compostagem, por exemplo, como etapas obrigatórias e precedentes da disposição final. Os aterros sanitários passaram a constituir a forma legalmente adequada de disposição final somente para os rejeitos – resíduos que depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos viáveis não possuem outra possibilidade que não a disposição final (Brasil, 2010).

A compostagem, quando feita por restos de alimentos, consiste na estabilização biológica da matéria orgânica, que é controlada pelos microrganismos, e transformada em compostos ou húmus, que podem ser retornados ao solo, contribuindo de um modo significativo para sua fertilidade, através da ciclagem de nutrientes (Mano *et al.*, 2010).

O processo da compostagem requer não apenas planejamento (seleção de matérias-primas e misturas), mas também um adequado monitoramento dos parâmetros de controle, sendo os principais: temperatura, pH, umidade, concentração de oxigênio e porosidade. Durante a compostagem, o material aquece como resultado da atividade de degradação dos microrganismos. Como se trata de um processo basicamente termofílico e mesofílico são necessários alguns cuidados: manter a temperatura entre os padrões máximos e mínimos para que não afetem os microrganismos decompositores e manter a umidade dentro dos limites adequados, pois, é essencial para eficiência dos microrganismos. Umidades muito elevadas ou baixas reduzem a produtividade da compostagem. O monitoramento correto da umidade e temperatura do processo é um fator determinante para o produto final, assim como a qualidade da matéria-prima usada no início do processo (López *et al.*, 2014).

O desenvolvimento dessa pesquisa, onde a compostagem foi realizada no interior do biocompostador buscou avaliar a eficiência do processo de compostagem, por meio do monitoramento de parâmetros, como: temperatura, umidade, pH, sólidos voláteis, relação C/N, além da verificação da qualidade do composto produzido via análise de macro e micronutrientes e toxicidade.

## OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi estudar e testar a compostabilidade de resíduos alimentares em um reator aeróbio fechado, definindo a taxa ótima de aeração e o tempo necessário, de modo a conseguir a melhor eficiência de biodegradabilidade desses resíduos

## METODOLOGIA UTILIZADA

Os experimentos foram realizados entre o mês de maio e dezembro de 2018, no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), pertencente ao Departamento de Engenharia Civil (DEC) da Universidade

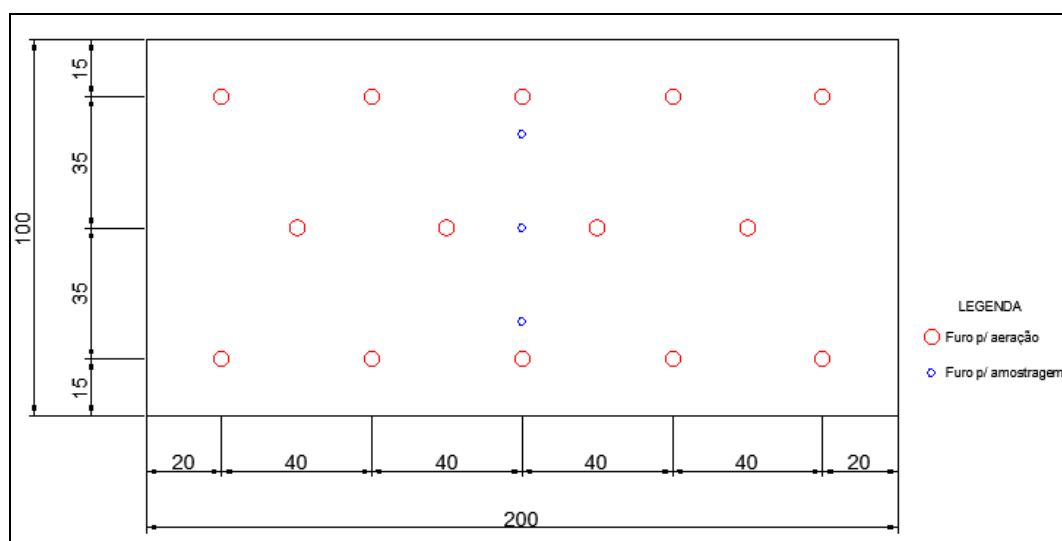
Federal de Viçosa (UFV). Os experimentos foram realizados em duas etapas: a primeira no interior do biocompostador, onde o mesmo se encontrava numa área coberta (galpão), de maneira a garantir a proteção dos equipamentos contra a ação dos intemperes como chuvas, sol e outros eventos que poderia vir a danificar o biocompostador e a segunda no pátio de compostagem do LESA em uma área aberta, com o material do interior do biocompostador para a fase de maturação.

O biocompostador foi construído com as seguintes dimensões: 1m de largura, 1 m de altura e 2m de comprimento. Tendo, portanto, um volume de 2m<sup>3</sup>. A estrutura do protótipo foi construída de isopainel nas laterais e tampa, e com o fundo vazado. A Figura 1 apresenta o biocompostador.



**Figura 1: Biocompostador utilizado.**

Para garantir a aeração do processo de compostagem utilizou-se um ventilador centrífugo de alta pressão (IBRAM-VC 3580) com potência de 2CV, suficiente para o fornecimento de ar através das lanças de aeração que se encontram na parte interna do protótipo. Uma tubulação como distribuidor central (DN 100) foi ligada ao ventilador centrífugo, sendo que ao longo do eixo da tubulação central saíam ramificações (DN 25) para a distribuição de ar no biocompostador por tubos composto por PVC simples.



**Figura 2: Vista lateral do Biocompostador.**

No total, três experimentos utilizando uma relação de peso de 60/30/10 entre sobras de preparo das refeições, resto de alimentos deixados nos pratos/bandejas pelos usuários e o cavaco de madeira de eucalipto foram realizados. Os

resíduos orgânicos alimentares foram coletados no restaurante universitário (RU) do campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV), e o cavaco de madeira foi solicitado junto ao Laboratório de Celulose e Papel da instituição.

As temperaturas foram lidas diariamente, com auxílio de um termômetro digital Lutron (modelo TM-947 SD). As leituras foram realizadas em três pontos distintos do biocompostador, base, centro e topo, com profundidades horizontais suficientes para atingir a região central.

A determinação do teor de umidade foi realizada segundo as recomendações de SOLYON (1977). Já o teor de sólidos voláteis seguindo as recomendações do STANDARD METHODS (2017).

O potencial hidrogeniônico (pH) das amostras foi determinado em suspensão aquosa, de acordo com as recomendações de CARNES e LOSSIN (1970) e PEREIRA NETO (1987). A relação C/N foi determinada no dia 0º e no último dia de compostagem de cada experimento. O teor de carbono de cada amostra foi determinado pelo método da calcinação em mufla, em que cada amostra de 1g foi colocada em um cadinho de porcelana sem tampa, e levada à mufla na temperatura de 550°C, por três horas, até completa calcinação. O teor de nitrogênio total da amostra foi determinado pelo método Kjeldahl, no Laboratório de Análises de Solos do Departamento de Solos da UFV. Para realização do teste de germinação, foi utilizado sementes de alface (*Lactuca Sativa*).

## RESULTADOS OBTIDOS

Durante o enchimento do biorreator obteve um total de 1210,50; 1240,20 e 1269,10 Kg em massa de resíduos orgânicos no interior do biorreator nos experimentos 1, 2 e 3 conforme pode ser observado na Tabela 1. Além do material orgânico para compostagem e o agente de volume utilizado, composto maturado e palha foram também pesados ao serem inseridos no biorreator. Buscou-se operar cada tratamento mantendo uma proporção de peso aproximadamente de 60/30/10 entre o peso de sobras de preparos, sobras de bandejas e o cavaco.

**Tabela 1: Composição do peso dos materiais em cada tratamento.**

Tratamento	Sobra de preparo (Kg)	Sobra de Bandeja (Kg)	Cavaco (Kg)	Composto maturado (Kg)	Palha (Kg)	Total (Kg)
1	796,30	414,20	124,50	170,10	26,70	1531,80
2	807,80	432,40	137,80	118,60	27,80	1524,40
3	829,30	440,10	142,20	156,30	22,30	1590,30

Após a 1ª etapa de cada tratamento, o composto maturado colocado na cobertura e na base do biorreator foram separados da matéria orgânica e do cavaco que seguiram para a fase de maturação no pátio de compostagem.

Ao final da compostagem que durou 98, 106 e 91 para o tratamento 1, 2 e 3 respectivamente, observou-se uma redução 92,98; 92,58 e 91,93% (Tabela 2). A alta redução do peso dos resíduos orgânicos ao final do processo de compostagem pode ser justificada pelas condições adequadas fornecidas aos tratamentos nessa tecnologia.

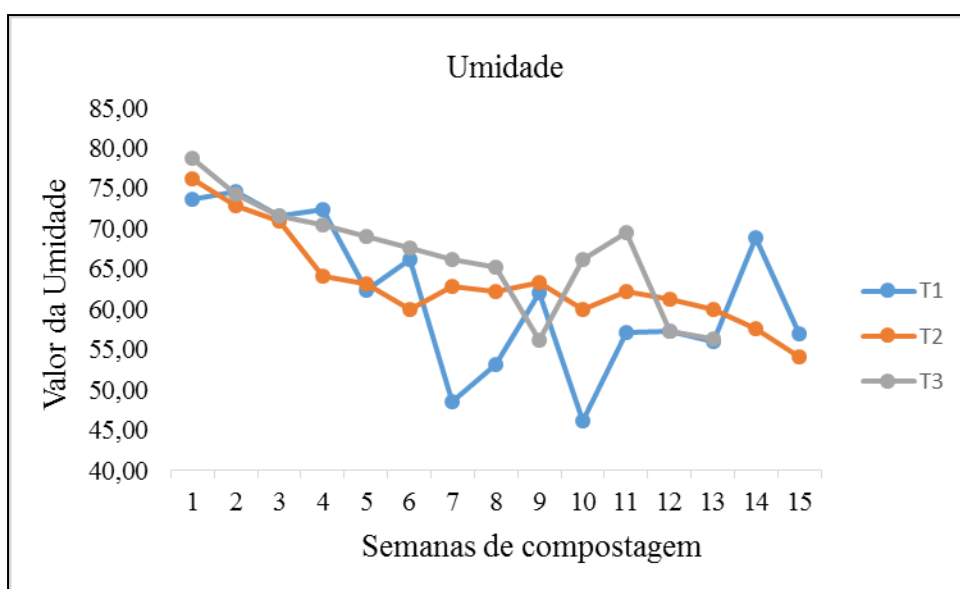
**Tabela 2: Redução do peso dos resíduos orgânicos em cada tratamento.**

Tratamento	Resíduo Orgânico inicial (Kg)	Composto peneirado (Kg)	Redução (%)
1	1210,50	84,9	92,98
2	1240,20	91,7	92,58
3	1269,10	107,5	91,93

## ANÁLISES DOS RESULTADOS

Foram utilizadas duas taxas de aeração de 5min/1,12h e 3min/1,15h, sendo que a troca da primeira para a segunda ocorreu sempre quando a umidade estava próxima à 65% de modo que não houvesse necessidade de correções nos teores de água no interior do biorreator. Essas taxas de aeração foram definidas a partir de uma série de estudos desenvolvidos no LESA em experimentos testes com resíduos alimentares e com base em um experimento similar com degradação de carcaças de frango.

Os resíduos alimentares possuem teor de umidade elevado, o que pode resultar em longo tempo de tratamento ou baixa eficiência de degradação na compostagem. Nos experimentos 1, 2 e 3 os valores de umidade inicial se encontravam em 73,58%, 76,19% e 78,70%. Analisando a figura 3, nota-se que os teores de água em todos os experimentos obtiveram uma queda significativa comparado a primeira semana de compostagem e o início da fase de maturação (semana 6), isso deve-se a boa a degradação da matéria orgânica que produzia calor, gerando vapores e chorume.

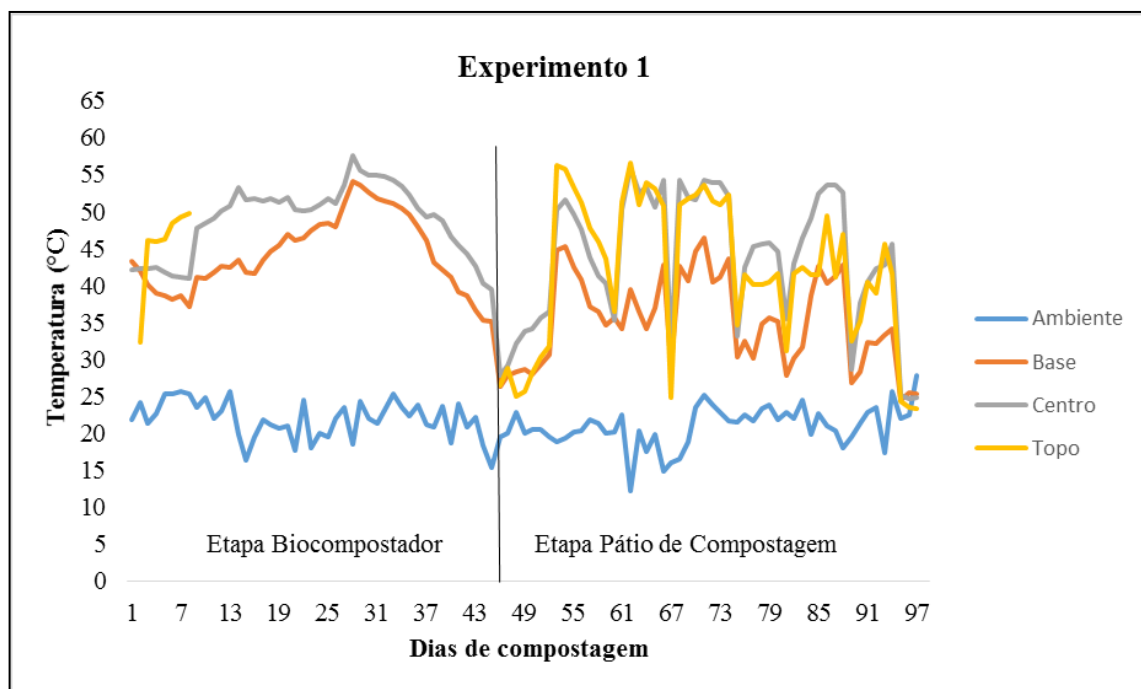


**Figura 3: Valores dos teores de umidade ao longo dos processos de compostagem.**

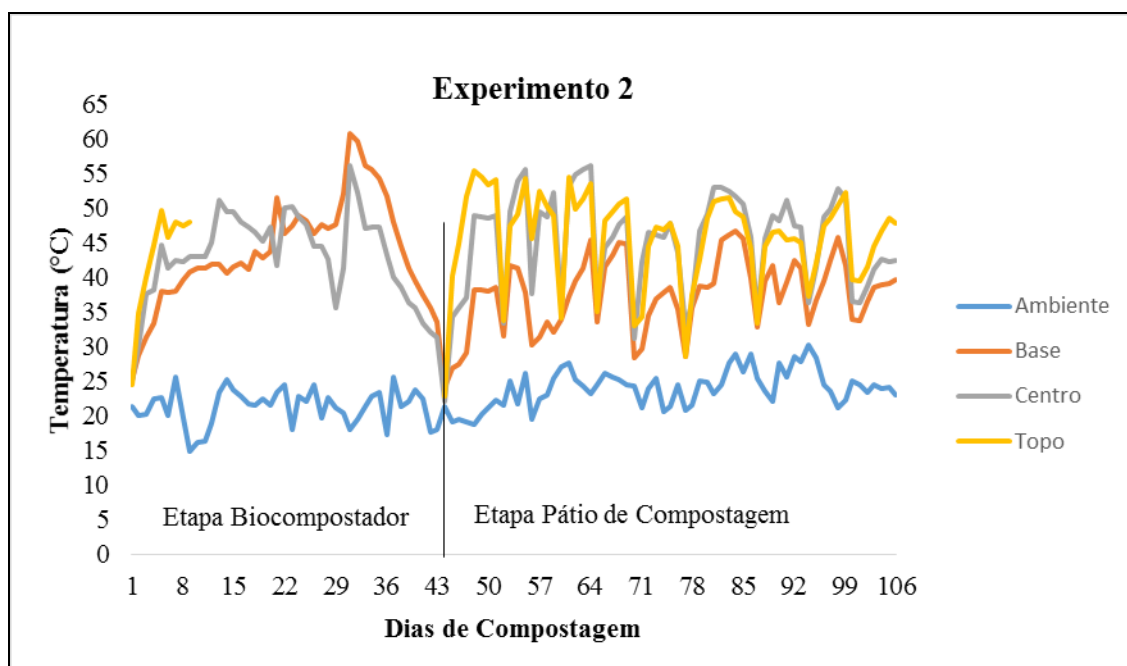
Richard *et al.* (2002), afirmam que materiais com 30% de umidade inibem a atividade microbiana, sendo que um meio com umidade acima de 65% proporciona uma decomposição lenta, condições de anaerobiose e lixiviação de nutrientes (Inácio; Miller, 2009). Por isso, foi adicionado 10% do peso total um material estruturante (cavaco), para que a demanda bioquímica de oxigênio não fosse prejudicada gerando uma condição anaeróbica.

Foram aferidas temperaturas em três diferentes alturas do biorreator, (base, centro e topo) para obter uma melhor representatividade de toda a massa de resíduos. Não houve diferenças significativas nas temperaturas médias entre os três tratamentos ao longo dos experimentos ( $p > 0,05$ ).

Os resultados obtidos nos Experimento 1, 2 e 3 foram apresentados nas Figura 4, 5 e 6 a seguir.

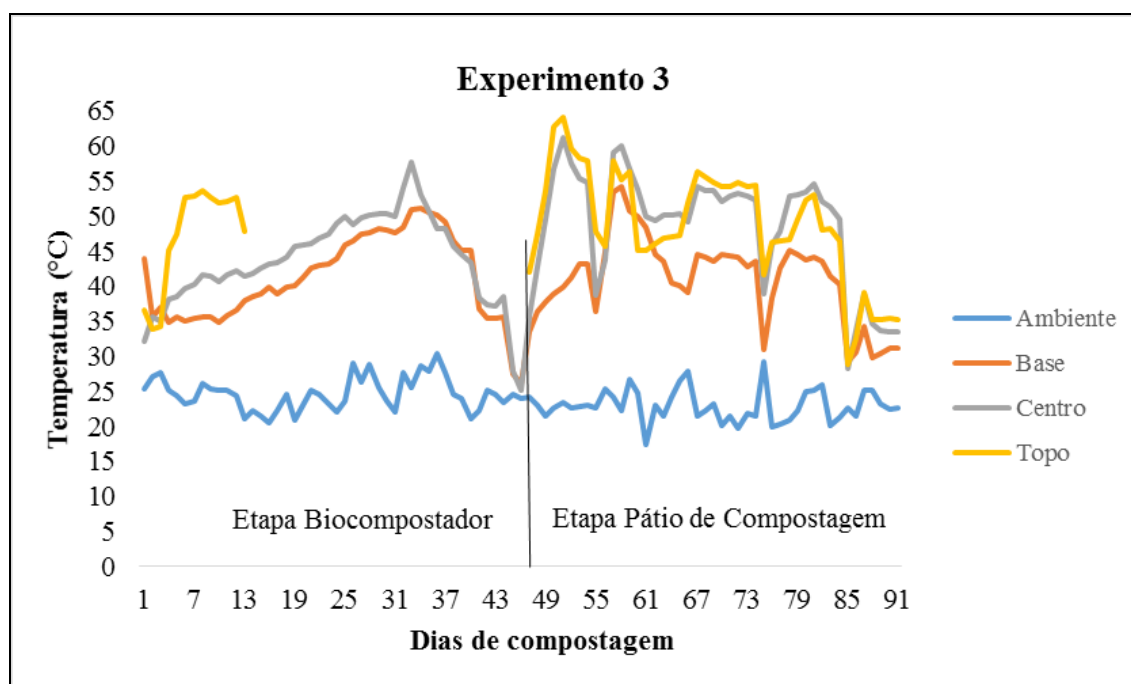


**Figura 4: Temperaturas aferidas durante o experimento 1.**



**Figura 5: Temperaturas aferidas durante o experimento 2.**





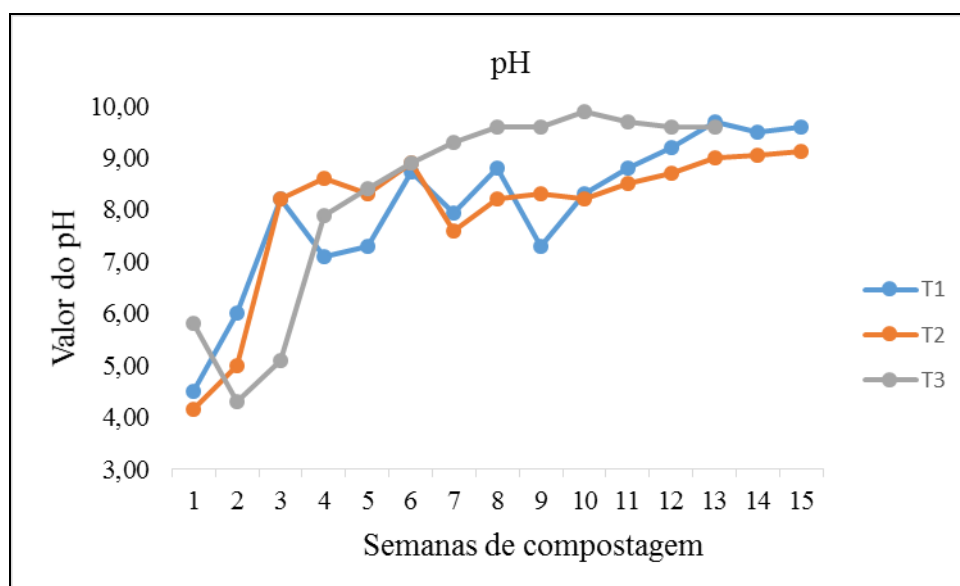
**Figura 6: Temperaturas aferidas durante o experimento 3.**

A temperatura é considerada por muitos pesquisadores como indicador de eficiência da atividade metabólica dos microrganismos. Pode-se observar nas figuras acima, que a temperatura no topo é medida apenas nos primeiros dias, pelo fato que ocorre uma diminuição da massa de compostagem ao decorrer do tempo resultante da degradação da matéria orgânica e sendo as sondas fixas a temperatura não é mais medida no topo, pois os resíduos se encontravam abaixo da sonda fixada na maior elevação.

A duração da primeira etapa de cada experimento foi observada pela aproximação com a temperatura ambiente. Pode-se observar que as temperaturas ficavam sempre abaixo de 60°C e após atingir as temperaturas máximas próximo ao 30º dia de compostagem, à medida que a degradação continuava as temperaturas diminuíam até atingir temperaturas próximas a ambiente, que marcavam o início da fase de maturação. O material foi retirado do biorreator e encaminhado para o pátio de compostagem dando início ao período de maturação após 44, 43 e 46 dias nos experimentos 1, 2 e 3.

Na segunda fase do processo realizada no pátio de compostagem o material foi revolvido semanalmente e corrigido o teor de umidade quando necessário. Observou-se um aumento nos valores de temperatura nos primeiros dias de maturação, provavelmente devido a homogeneização do material quando colocado em forma de leira, fazendo com que os microrganismos voltassem a atividade biológica na massa, visto que o processo de compostagem não ocorre de forma uniforme. O composto maturado foi peneirado após 53 dias decorridos do início da fase de maturação em T1 e 63 e 45 em T2 e T3, totalizando 97, 106 e 91 dias de compostagem nos experimentos 1, 2 e 3 respectivamente.

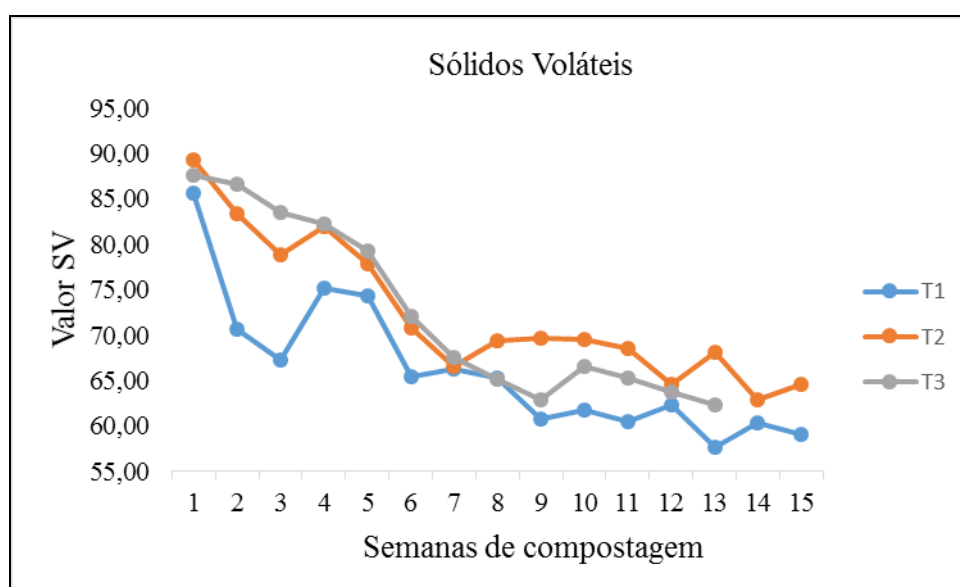
A Figura 7 mostra os resultados das análises de pH feitas durante os três experimentos. Os valores iniciais de pH registrados foram 4,50 e 4,16 e 5,8 para T1, T2 e T3 e os valores aferidos ao longo dos experimentos não apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). Os baixos valores de pH no início do processo são devido a formação de ácidos orgânicos e dióxido de carbono que reduzem o valor do pH para aproximadamente 5,0 ou menos. (Kumar *et al.*, 2010; Sun *et al.*, 2014).



**Figura 7: Potencial hidrogeniônico ao longo das semanas de compostagem.**

Após certo período, os ácidos orgânicos, que foram produzidos juntamente com a degradação de materiais orgânicos, volatilizaram-se à medida que a temperatura aumentava. O T3 demorou mais para atingir um pH alcalino devido a sua temperatura atingir 45°C apenas no 25º dia de compostagem. Na semana 6 de cada experimento, dias antes do término da etapa realizada dentro do biodigestor os pH's tiveram valores semelhantes. Os valores finais de cada tratamento foram de 9,6 para T1, 9,13 para T2 e 9,6 para T3. Esses valores alcalinos contribuem para o uso agrícola do composto na correção de solos ácidos, como a maioria dos solos da América do Sul.

No início de cada tratamento, conforme pode ser observado na Figura 8, os teores de sólidos voláteis estavam entre 85 e 90%, que condiz o que disse Karthikeyan *et al.*, 2016, que afirma que os resíduos alimentares possuem um teor de sólidos voláteis entre 80 a 90%.



**Figura 8: Sólidos voláteis ao longo das semanas de compostagem.**

A redução de matéria orgânica é um fator positivo indicador do processo de compostagem (Wong *et al.*, 2016). Os Experimento 1, 2 e 3 apresentaram uma remoção de uma remoção de 26,51%, 24,79% e 25,27%, não apresentando diferença significativa entre os resultados ( $p < 0,05$ ). Observa-se que na 7ª semana, após a fase no



interior do biorreator os teores de SV estavam próximos a 65%. Este resultado mostra a boa eficiência do biorreator na degradação da matéria orgânica, para as condições específicas dos experimentos.

A relação C/N é um índice importante para avaliar se o composto foi completamente estabilizado (Yuan *et.al.*; 2015). A relação C/N inicial de 25-30 é considerada ideal para o processo de compostagem de resíduos alimentares (Adhikari et al., 2008).

A tabela 3 mostra que os experimentos T1, T2 e T3 possuíam uma relação C/N inicial de variando entre 19-22:1, valores um pouco abaixo da baixa ideal. Durante a decomposição da matéria orgânica, o conteúdo de C diminuiu gradualmente ao longo do tempo, levando a uma baixa relação C/N, isso acontece porque a taxa de degradação C é maior do que a taxa de mineralização de N (An *et.al.*, 2012). Essa redução de fato aconteceu nos três tratamentos, mostrando que o processo de compostagem foi eficiente. As relações finais entre C e N ficaram entre 8 e 12/1.

**Tabela 3: Relação C/N inicial e final.**

Tratamento	C (Inicial)	N (Inicial)	Relação C/N (Inicial)	C (Final)	N (Final)	Relação C/N (Final)
1	48,990	2,195	22,31	33,196	3,462	9,59
2	53,018	2,411	21,99	37,871	4,791	7,90
3	51,267	2,637	19,44	36,484	2,998	12,17

Para analisar a fitotoxicidade do composto também foram realizado testes de germinação no composto maturado e os valores do Índice de Germinação (IG) para os três compostos obtidos em estudo com a espécie de Alface *Lactuca Sativa* foram superiores a 60%, valor mínimo para que um composto não seja considerado fitotóxico segundo Pera *et al.*, 1991. Os resultados obtidos indicam que o tempo necessário de maturação para os compostos foram adequados

## CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A compostagem dos resíduos orgânicos alimentares no biodigestor aeróbio mostrou-se eficiente através da adição do material estruturante e das taxas de aerações utilizadas. O período necessário para a degradação no interior do biocompostador é em torno de 45 dias. Já a fase de maturação demora 54 dias em média.

Ao final do processo a redução dos resíduos em composto orgânico foi de aproximadamente 92% e a remoção de sólidos voláteis foi de 26,51%, 24,79% e 25,27% com ( $p < 0,05$ ) para T1, T2 e T3.

O biocompostador se mostrou eficiente em relação à higienização do local quanto ausência de odor desagradável e ao controle da atração de vetores. A relação C/N reduziu em média de 21:1 para 10:1 mostrando que o processo de compostagem foi eficiente indicando a maturação do composto

O alto teor de umidade, característico de resíduos alimentares, faz que seja necessário a utilização de um material estruturante para que não ocorra a compactação da massa a ser compostada. O material estruturante utilizado é obtido com facilidade na região em que foi desenvolvido a pesquisa e observou-se que ocorreu a penetração de oxigênio em todo o interior do biocompostador.

As taxas de aeração de 5min/1,12h e 3min/1,15h utilizadas, foram adequadas ao tratamento utilizando o ventilador centrífugo de 2CV, garantindo as necessidades dos microrganismos e controlando a temperatura e o teor de água dentro das condições favoráveis para a compostagem em relação a demanda bioquímica de oxigênio. Porém, necessita de um estudo para ventiladores de potência diferentes para verificar se as taxas utilizadas são adequadas ou se precisam ser adequadas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADHIKARI, B. K., BARRINGTON, S., MARTINEZ, J., & KING, S. (2008). *Characterization of food waste and bulking agents for composting*. *Waste Management*, 28(5), 795–804. doi:10.1016/j.wasman.2007.08.018
- AN, C., HUANG, G., LI, S., YU, H., SUN, W., & PENG, K. (2012). *Influence of uric acid amendment on the in-vessel process of composting composite food waste*. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 87(11), 1558–1566. doi:10.1002/jctb.3793
- BRASIL. Lei n. 12.305 de 2012- Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Manual para Implantação de Compostagem e de Coleta Seletiva no Âmbito de Consórcios Públicos. Brasília, 2010. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília: Câmara dos Deputados, n. 81, 2010. Consultado em 15 de outubro de 2018, disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu\\_urbano/\\_arquivos/3\\_manual\\_implantao\\_compostagem\\_coleta\\_sel\\_etiva\\_cp\\_125.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/_arquivos/3_manual_implantao_compostagem_coleta_sel_etiva_cp_125.pdf).
- CARNES, R.A. & LOSSIN, R.D. "An investigation of the pH characteristics of compost". *Compost Science*, 11 (5): 18-21, 1970
- GUERI, M.V.D., SOUZA, S.N.M.S., KUCZMAN, O., SCHIRMER, W.N, BURATTO, W.G., RIBEIRO, C.B., BESINELLA, G.B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios bmp. *Biofix Scientific Journal*, v.3, n.1, p.08-16, 2018. DOI: dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55831.
- HERBETS, R. A. COELHO, C. R. A.; MILETTI, L. C.; MENDONÇA, M. M. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. *Revista Saúde e Ambiente*. v. 6, n. 1, Junho, 2005.
- INÁCIO, C.T., BETTIO, D.B.; MILLER, P.R.M. Potencial de mitigação de emissões de metano via projetos de compostagem de pequena escala, *I Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos*, Vitória, Espírito Santo, 8-9 out. 2009.
- JIANG, J., ZHANG, Y., LI, K., WANG, Q., GONG, C., LI, M. *Volatile fatty acids production from food waste: Effects of pH, temperature, and organic loading rate*. *Bioresource Technology*. 143, 525-530, 2013.
- KARTHIKEYAN, O. P., SELVAM, A., & WONG, J. W. C. (2016). *Hydrolysis–acidogenesis of food waste in solid–liquid-separating continuous stirred tank reactor (SLS-CSTR) for volatile organic acid production*. *Bioresource Technology*, 200, 366–373. doi:10.1016/j.biortech.2015.10.017
- KUMAR, S. (2010). *Composting of municipal solid waste*. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(2), 112-136. doi:10.3109/07388551.2010.492207
- LÓPEZ, M.; FARRE, X.M.; CASAS, O.; *et al.* *Intelligent composting assisted by a wireless sensing network*. *Waste Management*. v.34, p. 738-746, 2014. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.12.019.
- MANO, E. B.; PACHECO, E. B. A. V.; BONELLI, C. M. C. *Meio Ambiente, Poluição e Reciclagem*. 2ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2010. 220 p.
- PERA, A., VALLINI, G., FRASSINETTI, S., CECCHI, F. (1991) *Co-composting for managing effluent for thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste*. *Environ. Technol.*, 12, p. 1137-1145 (cit. Moraes, 2003).
- PEREIRA NETO, J.T. *On The Treatment of Municipal Refuse And Sewage Sludge Using Aerated Static Pile Composting - A Low Cost Technology Approach*. Leeds, University of Leeds, 1987. 272p. (Tese de Doutorado)
- RICHARD, T., N. TRAUTMANN, M. KRASNY, S. FREDENBURG AND C. STUART. (2002). *The science and engineering of composting*. *The Cornell composting website, Cornell University*. Consultado em 12 de outubro de 2018, disponível em: [http://www.compost.css.cornell.edu/composting\\_homepage.html](http://www.compost.css.cornell.edu/composting_homepage.html)
- SOLYON, P. "Inter-calibration of methods for chemical analyses of sludge". *Vatten*, 33 (1): 21-26, 1977.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 23th edition, APHA, ANWA, WPCF, New York-USA, 2017.
- SUN XP, LU P, JIAN T, SCHUCHARDT F, LI GX. (2014). *Influence of bulking agents on CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and NH<sub>3</sub> emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system*. *J Zhejiang Univ S B.*; 15(4):353–364

20. WONG, J. W. C., KARTHIKEYAN, O. P., & SELVAM, A. (2016). *Biological nutrient transformation during composting of pig manure and paper waste*. *Environmental Technology*, 38(6), 754–761. doi:10.1080/09593330.2016.1211747
21. YUAN, J., YANG, Q., ZHANG, Z., LI, G., LUO, W., & ZHANG, D. (2015). *Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting*. *Journal of Environmental Sciences*, 37, 83–90. doi:10.1016/j.jes.2015.03.028
22. ZANDONADI, H. S.; MAURÍCIO, A. A. Avaliação do índice de resto-ingesta, de refeições consumidas por trabalhadores da construção civil no município de Cuiabá, MT. *Revista Higiene Alimentar*. São Paulo, v.26, n. 206/207, p. 64-70, 2012.
23. ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. *Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v38, p.383-392, 2014.