

TRATAMENTO CENTRALIZADO DE RESÍDUOS POR COMPOSTAGEM: INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO C/N E DO AGENTE DE VOLUME

Camila Marta de Abreu – fmdamaceno2@uem.br

Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Avenida Brasil, 4232, no bairro Parque Independência, em Medianeira, Paraná.

Felippe Martins Damaceno - fmdamaceno2@uem.br

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Meio Ambiente

Yara Campos Miranda – ycmiranda2@uem.br

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Meio Ambiente

Bianca Regina Temóteo Fernandes – biancatem@gmail.com

Instituto Federal do Paraná – Mestrado em sustentabilidade

Tárcio Rocha Lopes - trlopes2@uem.br

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Ciências Agrônômicas

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a viabilidade da compostagem de resíduos sólidos urbanos e agroindustriais, bem como os efeitos de relações C/N iniciais de 35/1, 28/1 e 25/1, utilizando 0%, 18% e 28% de agente estruturante recalcitrante durante o processo de compostagem e no composto final. Parâmetros como perfil térmico e exotérmico e perdas de matéria foram avaliados durante o processo de compostagem. As perdas de matéria orgânica foram ajustadas a uma equação cinética de primeira ordem e a análise de agrupamento foi aplicada para avaliar a similaridade entre as pilhas. As temperaturas necessárias para a eliminação de patógenos foram atingidas em todas as pilhas. A duração da fase termofílica dobrou (49 dias) na pilha com relação C/N inicial de 35/1 sem agente estruturante recalcitrante. Nas pilhas com relações C/N iniciais de 28/1 e 25/1 e adição de 18% e 28% de agente estruturante recalcitrante, os picos térmicos (68 a 72 °C) foram atingidos mais rapidamente (4 a 5 dias) e a degradação da matéria orgânica foi mais intensa (0,071 a 0,173 d⁻¹). A compostagem mostrou-se viável para o tratamento de resíduos sólidos de forma centralizada e a relação C/N de 25/1 combinada com 28% de agente estruturante recalcitrante assegurou uma degradação mais significativa e melhor qualidade do composto.

Palavras-chave: Esterco animal, Biodegradabilidade, Desperdício alimentar, Gestão de resíduos

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

CENTRALIZED WASTE TREATMENT BY COMPOSTING: INFLUENCE OF C/N RATIO AND BULKING AGENT

Abstract: The objective of this study was to evaluate the feasibility of composting urban and agro-industrial solid waste, as well as the effects of initial C/N ratios of 35/1, 28/1, and 25/1, using 0%, 18%, and 28% recalcitrant structuring agent during the composting process and in the final compost. Parameters such as thermal and exothermic profiles and matter losses were evaluated during the composting process. Organic matter losses were fitted to a first-order kinetic equation, and cluster analysis was applied to assess the similarity between piles. The temperatures necessary for pathogen elimination were reached in all piles. The duration of the thermophilic phase doubled (49 days) in the pile with an initial C/N ratio of 35/1 without recalcitrant structuring agent. In piles with initial C/N ratios of 28/1 and 25/1 and the addition of 18% and 28% recalcitrant structuring agent, the thermal peaks (68 to 72 °C) were reached more quickly (4 to 5 days) and the degradation of organic matter was more intense (0.071 to 0.173 d⁻¹). Composting proved viable for the centralized treatment of solid waste, and the C/N ratio of 25/1 combined with 28% recalcitrant structuring agent ensured more significant degradation and better compost quality.

Keywords: Animal manure, Biodegradability, Food waste, Waste management

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico contribuem para a expansão dos centros urbanos, resultando em um aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) a cada ano. A geração de resíduos alimentares e a poda de áreas verdes aumentaram 34% entre 2000 e 2018 no Brasil, passando de 83 para 111 milhões de toneladas por dia (Abrelpe, 2019). Além dos RSU, o Brasil gera quantidades significativas de resíduos agroindustriais (RA) provenientes da produção de proteína animal. O país foi responsável por 13,4% da produção mundial de carne de frango em 2019 (Relatório ABPA, 2020) e por 4% da produção mundial de leite em 2018 (Embrapa, 2019). Os RSU e os RA devem ser gerenciados adequadamente para evitar emissões de gases de efeito estufa, contaminação do solo e da água com matéria orgânica e nutrientes, e proliferação de patógenos (Bernal et al., 2009). No entanto, o gerenciamento correto desses resíduos pode ser frequentemente caro e complexo devido às suas diversas características químicas, físicas e biológicas (Gutiérrez et al., 2017).

A compostagem é uma tecnologia de baixo custo que permite o tratamento centralizado de resíduos orgânicos com características diversificadas, reduzindo a demanda por aterros sanitários ou mesmo por tecnologias mais caras, como a incineração (Chen et al., 2020; Gutiérrez et al., 2017). A compostagem é um processo bio-oxidativo que promove a estabilização da matéria orgânica, levando à formação de um produto livre de patógenos e fitotoxicidade, reconhecido como condicionador de solo e potencial fertilizante orgânico (Bernal et al., 2009). A compostagem de resíduos orgânicos é uma alternativa sustentável que contribui para estratégias de economia circular, reduzindo a poluição e os impactos

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

ambientais, como a redução das emissões de gases de efeito estufa (Costa et al., 2017; Soto-Paz et al., 2019).

Parâmetros como a relação C/N adequada, oxigênio e umidade são essenciais para garantir atividade biológica satisfatória e estabilização dos resíduos durante a compostagem (Bernal et al., 2009). Relações C/N entre 25/1 e 30/1 são indicadas para assegurar o equilíbrio de nutrientes, permitindo o crescimento energético e microbiano. Uma relação C/N desequilibrada pode causar problemas como a emissão de gases e odores indesejáveis, atração de vetores de doenças e baixa biodegradabilidade dos resíduos (Chen et al., 2020). O oxigênio é essencial no processo de compostagem, pois os microrganismos o utilizam como aceptor de elétrons durante o processo metabólico de oxidação da matéria orgânica (Calisti et al., 2020). O fornecimento de oxigênio pode ocorrer mecanicamente ou automaticamente e afeta diretamente a taxa de degradação dos resíduos (Soto-Paz et al., 2019). Umidade adequada ($\approx 55\%$) é importante para manter a atividade biológica e os níveis satisfatórios de reações bioquímicas (Bernal et al., 2009).

Resíduos como podas de árvores e aparas de grama de áreas verdes urbanas são compostos de celulose, hemicelulose e lignina, e podem auxiliar no equilíbrio da relação C/N por meio do fornecimento de carbono. No entanto, a lignina forma uma rede amorfa que envolve as cadeias de celulose, dificultando sua biodegradação (Ma et al., 2020). Uma estratégia para superar essa limitação e melhorar a biodegradação de resíduos lignocelulósicos consiste na adição de resíduos orgânicos, como esterco bovino e cama de aves, ao processo de compostagem. Os resíduos orgânicos são ricos em moléculas orgânicas facilmente disponíveis, possuem uma alta superfície de contato e podem inocular microrganismos nas pilhas (Bai et al. 2020; Rich et al., 2018; Souza et al., 2019). Além disso, os resíduos alimentares também podem promover uma relação C/N e umidade adequadas nas pilhas de compostagem, pois são uma fonte de nitrogênio e abundantes em umidade (Guidoni et al., 2018).

A compostagem eficaz e centralizada de RSU e RUA requer um agente estruturante com granulometria maior para melhorar a estrutura das pilhas. Agentes estruturantes com granulometria maior são necessários para evitar a compactação e promover espaços vazios que melhoram a homogeneização interna do oxigênio (Zhou et al., 2018). Diversos estudos têm sido realizados utilizando agentes estruturantes de várias fontes vegetais, principalmente para fornecer carbono ao processo (Costa et al., 2017; Guidoni et al., 2018; Kebibeché et al., 2019; Zhou et al., 2018). Alguns estudos também avaliaram a influência de agentes estruturantes não biodegradáveis ou recalcitrantes com fins estritamente físicos e estruturais, e não como fonte de carbono. Zhou et al. (2014) utilizaram plásticos reciclados como agentes estruturantes (compostagem de lodo) e observaram melhorias na difusão de oxigênio, na degradação da matéria orgânica e no índice de germinação quando o tamanho das partículas do plástico era maior (5,0 cm). Jolanun e Towprayoon (2010) investigaram a compostagem de RSU e dejetos de coelho com argila granular oca como agente estruturante em proporções de 0% a 35%. Observou-se um aumento na perda de matéria orgânica quando 15% de argila foram utilizados, enquanto 35% aumentaram as perdas de calor e nitrogênio. Assim, fica evidente que o agente estruturante pode beneficiar o processo de compostagem, quando utilizado em proporções adequadas.

O principal objetivo deste estudo foi avaliar a compostagem como tecnologia de tratamento centralizado de RSU e resíduos agrícolas e a influência da relação C/N inicial de 35/1, 28/1 e 25/1, utilizando 0%, 18% e 28% de agente estruturante recalcitrante durante o processo de compostagem e no composto final.

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Origem e caracterização dos resíduos orgânicos sólidos

As pilhas de compostagem foram construídas com (a) Resíduos sólidos urbanos (poda de árvores, troncos de árvores, aparas de grama e restos de comida) e (b) Resíduos agroindustriais (cama de aves, esterco bovino e cinzas), visto que esses são os tipos de resíduos mais abundantes na região de estudo.

A poda de árvores foi fornecida fresca e triturada (tamanho de partícula inferior a 5 cm) e as aparas de grama foram coletadas frescas da manutenção de áreas verdes. Ambos foram as principais fontes de carbono para as pilhas de compostagem. O tronco de árvore tinha um tamanho de partícula de 7 a 12 cm e foi utilizado como agente estruturante recalcitrante para fornecer estrutura e melhorar a troca gasosa nas pilhas, e não como fonte de energia. Os restos de comida serviram como fonte de nitrogênio e consistiam principalmente de grãos, vegetais, ovos, laticínios, carne e guardanapos de papel, sendo coletados em um restaurante universitário. A cama de aves foi coletada em uma granja avícola após sete ciclos de produção. O esterco bovino foi coletado em um sistema de pastoreio. A cama de aves e o esterco bovino foram utilizados para melhorar a degradação da matéria orgânica e a inoculação de microrganismos (Rich et al., 2018). As cinzas de madeira foram coletadas em uma caldeira de uma indústria de laticínios. Esse tipo de cinza é gerado em grandes quantidades em agroindústrias pela queima de madeira para geração de calor. Quando aplicada na compostagem, pode influenciar o processo e a qualidade mineral do composto final (Asquer et al., 2017). Todos os resíduos foram coletados no município de Medianeira/Brasil, em áreas urbanas e rurais. As características físico-químicas dos resíduos estão resumidas na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização dos resíduos que compuseram as pilhas de compostagem.

Parâmetros	Resíduos				Fontes de Carbono		Agente de Volume
	Resto de alimentos	Dejeto de bovino	Cama de frango	Resíduo de cinza	Poda de árvores	Poda de grama	Tronco de árvore
Umidade (%)	71,9	79,5	25,9	0,0	53,6	9,4	2,1
Sólidos totais (%)	28,1	20,5	74,1	100,0	46,4	90,6	97,9
Matéria orgânica (%)	94,1	80,6	64,9	0,0	95,2	90,1	94,3
cinzas (%)	5,9	19,4	35,1	100,0	4,8	9,9	5,7
Carbono Orgânico (%)	52,3	44,8	36,1	0,0	52,9	45,3	52,4
Nitrogênio total (%)	3,73	1,31	1,74	0,03	0,76	0,89	0,37
Relação C/N	14,0	34,2	20,9	0,0	69,6	50,9	141,6

2.2. Processo de compostagem

Três pilhas de compostagem foram construídas sobre um piso de concreto em uma área coberta na planta de compostagem da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Medianeira/Brasil). A

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

composição de cada pilha é mostrada na Tabela 2. Cada pilha correspondeu a um tratamento, no qual a relação C/N foi variada e a quantidade de agente estruturante recalcitrante foi: C/N 35/1 e 0% de agentes estruturantes recalcitrantes (pilha 1); C/N 28/1 e 18% de agentes estruturantes recalcitrantes (pilha 2); C/N 25/1 e 28% de agentes estruturantes recalcitrantes (pilha 3).

Tabela 2. Composição gravimétrica das pilhas em matéria seca.

Tratamentos	Resíduos (kg)				Fontes de Carbono (kg)		Relação C/N	Total de massa (kg)	Agente de volume recalcitrante* (%)
	Resto de alimentos	Dejeto de bovino	Cama de frango	Resíduo de cinza	Poda de árvores	Poda de grama			
Pilha 1	14	4	11	7	48	0	35	84	0
Pilha 2	14	4	22	15	28	0	28	83	18
Pilha 3	14	4	22	13	0	33	25	85	28

*O carbono do agente estruturante recalcitrante (tronco de árvore com tamanho de partícula de 7 a 12 cm) foi desconsiderado na determinação da relação C/N inicial das pilhas, uma vez que o alto teor de lignina (27,7%) impede seu uso como fonte de energia para microrganismos.

A variação das fontes de carbono (poda de árvores e aparas de grama) foi baseada na disponibilidade e sazonalidade regional desses resíduos. A pilha 3 recebeu mais agente estruturante recalcitrante devido à baixa porosidade das aparas de grama utilizadas. As pilhas foram aeradas por meio de duas reviradas manuais durante o primeiro mês e uma vez por semana a partir de então. A temperatura no ambiente e nas pilhas foi monitorada por meio de um termômetro de álcool, com medições diárias durante os primeiros dez dias e, posteriormente, a cada dois dias em quatro pontos a 30 cm de profundidade. A umidade de cada pilha foi mantida entre 50% e 60% pela adição de água durante as reviradas. As massas das pilhas foram determinadas nos dias 0, 10, 24 e 57 utilizando uma balança digital. As pilhas foram subdivididas em três partes para amostragem. Subamostras foram coletadas em três pontos diferentes dentro de cada parte. Após homogeneização, as subamostras formaram uma única amostra composta. As pilhas foram monitoradas até o final da fase bio-oxidativa, quando as temperaturas interna e ambiental se igualaram.

2.3. Métodos analíticos

Três pilhas adicionais (500 g de peso úmido), com as mesmas proporções de resíduos utilizadas nas pilhas experimentais, foram usadas para a caracterização inicial. Os teores de sólidos totais (ST), cinzas e matéria orgânica (MO) foram determinados por secagem (105 °C) e incineração (550 °C) da amostra (APHA, 2017). O carbono orgânico total (COT) foi determinado pela remoção dos sólidos voláteis por processo de incineração (Cunha-Queda et al., 2007). O nitrogênio Kjeldahl total (NKT) foi analisado após digestão sulfúrica em bloco térmico, seguida de destilação e titulação (APHA, 2017). A relação C/N foi calculada pela divisão do COT pelo NKT. O pH e a condutividade elétrica (CE) foram determinados em soluções aquosas na proporção de 1:5 (amostra:água) sob agitação por 30 min (Tedesco et al., 1995). Para medir o TKN, as amostras foram secas a 50 °C e moídas para melhorar a homogeneidade (os valores de peso foram corrigidos após a secagem a 105 °C). A fibra em detergente

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

neutro, a fibra em detergente ácido e a lignina em detergente ácido foram medidas para determinar o teor de celulose, hemicelulose e lignina, de acordo com Van Soest et al. (1991).

O índice exotérmico (EXI²) foi determinado a partir da soma das diferenças quadráticas entre a temperatura média das pilhas e a temperatura ambiente durante a fase bio-oxidativa da compostagem (Vico et al., 2018). A redução da matéria seca (Eq. 1) durante o processo de compostagem foi calculada a partir dos valores iniciais (M1) e finais (M2) das pilhas. As perdas de matéria orgânica (Eq. 2) foram calculadas a partir dos teores iniciais (X1) e finais (X2) de cinzas, de acordo com as equações de Paredes et al. (2000).

$$\text{Redução da matéria (\%)} = \left[\frac{(M_1 - M_2)}{M_1} \right] \cdot 100 \quad (1)$$

$$\text{Perda da Matéria Orgânica (\%)} = 100 - 100 \frac{[X_1(100 - X_2)]}{[X_2(100 - X_1)]} \quad (2)$$

2.4 Análise estatística

As perdas de matéria orgânica durante o processo de degradação foram ajustadas a uma função cinética de primeira ordem (Paredes et al., 2000) (Eq. 5). Este modelo matemático foi escolhido devido ao seu ajuste satisfatório em relação à distribuição dos resíduos aleatorizados e ao menor valor médio quadrático (RMS) dos resíduos, além de apresentar um valor F significativo.

$$\text{Cinética de perda de matéria orgânica (\%)} = A \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (3)$$

Onde A é a degradação máxima da matéria orgânica (%), k é a constante de velocidade (d⁻¹) e t é o tempo de compostagem (d). O teste da diferença mínima significativa (DMS) com p < 0,05 foi aplicado para calcular as diferenças entre cada parâmetro durante a compostagem. A análise de agrupamento foi utilizada para agrupar os tratamentos com base em sua similaridade. A matriz de distâncias euclidianas foi calculada e os agrupamentos foram formados pelo método de ligação hierárquica média. As observações foram padronizadas (média 0 e variância 1). Após o cumprimento das premissas de normalidade e linearidade dos dados, as variáveis foram analisadas utilizando o coeficiente de correlação de Pearson (p < 0,05).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Perfil térmico da compostagem

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes da compostagem, pois expressa a evolução do processo de biodegradação (Bernal et al., 2009). O perfil térmico das pilhas de compostagem apresentou um comportamento típico caracterizado por uma fase termofílica bem definida (> 40 °C) seguida por uma fase mesofílica (< 40 °C) até atingir a temperatura ambiente (Bustamante et al., 2013), conforme mostrado na Figura 1.

Realização



Correalizadores



Apoio Institucional

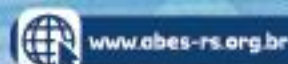
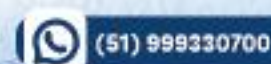
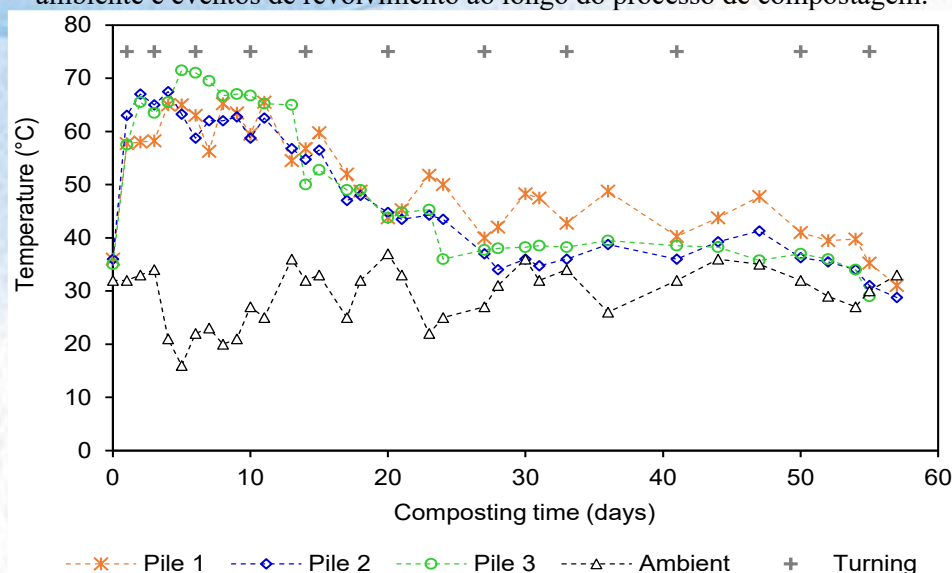


Figura 1. Perfis de temperatura da pilha 1 (C/N 35/1 e 0% de agentes estruturantes), pilha 2 (C/N 28/1 e 18% de agentes estruturantes) e pilha 3 (C/N 25/1 e 28% de agentes estruturantes), temperatura ambiente e eventos de revolvimento ao longo do processo de compostagem.



A maior relação C/N (35/1) e a ausência de agente estruturante na pilha 1 prolongaram a fase termofílica em 49 dias. No entanto, a fase termofílica durou 25 e 26 dias com relação C/N de 28/1 com 18% de agente estruturante na pilha 2 e 25/1 com 28% de agente estruturante na pilha 3 (Tabela 3). Esse comportamento explica o maior EXI² acumulado da pilha 1 (21.882,7) quando comparado às pilhas 2 (19.990,9) e 3 (18.805,1), porque altas relações C/N prolongam a atividade biológica e a liberação de calor (Bustamante et al., 2013). Temperaturas termofílicas indicam intensa bio-oxidação dos resíduos e são desejáveis para eliminar patógenos e sementes de ervas daninhas (Vico et al., 2018). Todas as pilhas apresentaram pelo menos sete dias de temperatura acima de 60 °C, conforme exigido pela legislação brasileira e da União Europeia para sanitização da compostagem (Brasil, 2017; Saveyn e Eder, 2014).

Tabela 3. Parâmetros do perfil térmico das pilhas durante a fase bio-oxidativa da compostagem.

Parâmetros	Pilha 1	Pilha 2	Pilha 3
Fase termofílica* (days)	49	25	26
Temperaturas ≥ 60°C (days)	7	9	11
Temperatura máxima (°C) / Dia de ocorrência	66/11	68/4	72/5
Fase bio-oxidativa (dias)	57	57	56
Cumulativo EXI ² **	21,882.7	19,990.9	18,805.1
EXI ² / Dias de fase bio-oxidativa	383.9	350.7	335.8

O pico térmico das pilhas 2 (68 °C) e 3 (72 °C) ocorreu na primeira semana de compostagem, enquanto a pilha 1 apresentou um pico térmico (66 °C) na segunda semana. O rápido aumento de

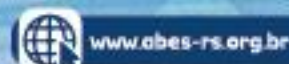
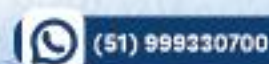
Realização



Correalizadores



Apoio Institucional



temperatura nas pilhas 2 e 3 pode estar relacionado à maior quantidade de cama de aves utilizada (Tabela 2). A presença de compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, partículas com alta área de contato e uma possível inoculação de microrganismos da água residual podem ter contribuído para o aumento da temperatura (Rich et al., 2018; Souza et al., 2019).

Observou-se um aumento de temperatura durante a fase termofílica após a revolvimento das pilhas (Figura 2). Esse comportamento foi relatado por outros autores (Costa et al., 2017; Vico et al., 2018) e é explicado pelo fornecimento de oxigênio seguido pela intensificação da biodegradação da matéria orgânica (Bernal et al., 2009). O aumento médio de temperatura foi de 3,1, 1,7 e 0,7 °C nas pilhas 1, 2 e 3, respectivamente. O ligeiro aumento de temperatura nas pilhas 2 e 3 pode estar relacionado à melhor distribuição de oxigênio proporcionada pelo agente estruturante com partículas de maior tamanho (7-12 cm). Esse resultado é particularmente importante para usinas de compostagem, pois indica que a frequência de revolvimento das pilhas pode ser reduzida com o uso de agentes estruturantes estruturais, como troncos de árvores, o que pode diminuir os custos operacionais. No entanto, o excesso de agentes estruturantes com partículas de grande tamanho deve ser evitado para prevenir perdas de calor indesejadas (Jolanun e Towprayoon, 2010).

3.2. Perdas de matéria orgânica

A perda de matéria orgânica foi significativa durante a fase bio-oxidativa nas três pilhas (Figura 2), apresentando perfis de degradação que se ajustaram satisfatoriamente ($p < 0,05$) à equação cinética de primeira ordem (Tabela 4), indicando o comportamento exponencial da degradação entre RSU e AW.

Tabela 4. Parâmetros obtidos após o ajuste das perdas de matéria orgânica a uma função cinética de primeira ordem.

Tratamentos	A	k	F	R ²	RMS	SEE
Pilha 1	60.5 (5.7)	0.021 (0.008)	164.3***	0.98	7.95	2.82
Pilha 2	58.9 (6.2)	0.071 (0.022)	62.8***	0.97	29.60	5.43
Pilha 3	70.6 (1.1)	0.157 (0.011)	187.0***	0.99	1.77	1.33

A: degradação máxima da matéria orgânica (%); k: constante de taxa (d^{-1}); ***: Significativo em $p < 0,001$; RMS: quadrado médio residual; SEE: Erro Padrão da Estimativa. Pilha 1: C/N 35/1 e 0% de agentes de volume; Pilha 2: C/N 28/1 e 18% de agentes de volume; Pilha 3: C/N 25/1 e 28% de agentes de volume.

Figura 2. Perda de matéria orgânica durante a compostagem da Pilha 1 (C/N 35/1 e 0% de agentes estruturantes), Pilha 2 (C/N 28/1 e 18% de agentes estruturantes) e Pilha 3 (C/N 25/1 e 28% de agentes estruturantes). Os símbolos representam os dados experimentais ($n = 3$) e as linhas representam o ajuste da curva.

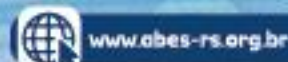
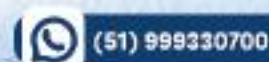
Realização

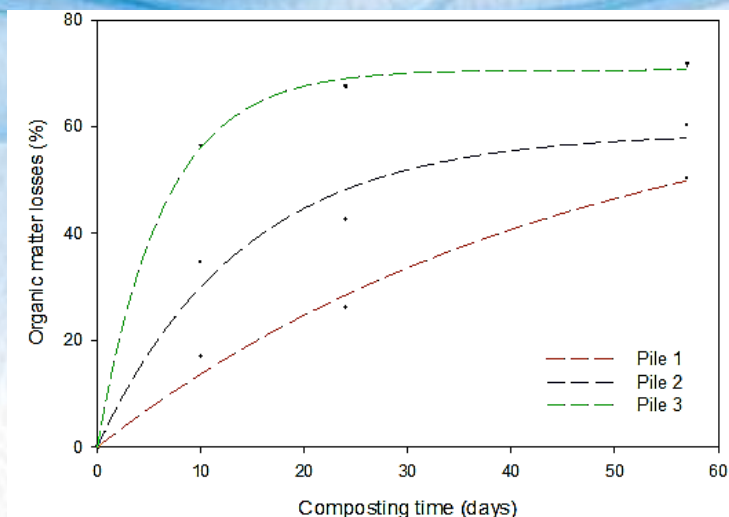


Correalizadores



Apoio Institucional





Os valores de A e k estiveram dentro da faixa encontrada por diferentes autores em experimentos de compostagem: 32 – 74% para A e 0,005 – 0,200 d⁻¹ para k (Chiarello et al., 2019; Morales et al., 2016; Paredes, 2002). O modelo cinético de primeira ordem mostrou valores semelhantes de degradação máxima da matéria orgânica (A) entre as pilhas 1 (60,5%) e 2 (58,9%), mas a constante de degradação (k) da pilha 2 (0,021 d⁻¹) foi significativamente maior que a da pilha 1 (0,071 d⁻¹). Como a poda de árvores foi a principal fonte de carbono nessas duas pilhas, a maior velocidade de degradação da pilha 2 é explicada pela relação C/N mais equilibrada (28/1) e pela presença de 18% do tronco da árvore como agente estruturante.

A alta relação C/N inicial e a deficiência de oxigênio causam uma redução na taxa de degradação da matéria orgânica devido ao desempenho microbiano limitado e à decomposição lenta relacionada à menor disponibilidade de nitrogênio e oxigênio (Chen et al., 2020; Soto-Paz et al., 2019). Os valores de A (70,6%) e k (0,157 d⁻¹) foram significativamente maiores na pilha 3 do que nas pilhas 1 e 2. Essa diferença pode estar relacionada ao sinergismo produzido entre a relação C/N mais equilibrada (25/1), a presença de 28% de agente estruturante recalcitrante e a fonte de carbono utilizada (aparas de grama). O menor teor de lignina nos resíduos de grama (9,2%, Tabela 1) pode ter tornado a celulose mais prontamente disponível para biodegradação, causando aumentos nos valores de A e k (Ma et al., 2020). Morales et al. (2016) obtiveram k = 0,200 d⁻¹ pela compostagem de lodo de reator biológico com 58% de brotos de plantas, com uma relação C/N de 24/1.

A similaridade entre as pilhas 1 e 2 foi de 38,5%, enquanto a similaridade entre as pilhas 2 e 3 foi de 61,5% (Figura 3). Assim, pode-se dizer que a relação C/N inicial e o agente estruturante tiveram uma influência maior no processo de compostagem e no composto do que as diferentes fontes de carbono (pilhas 1 e 2: poda de árvores; pilha: resíduos de grama) utilizadas neste estudo.

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700

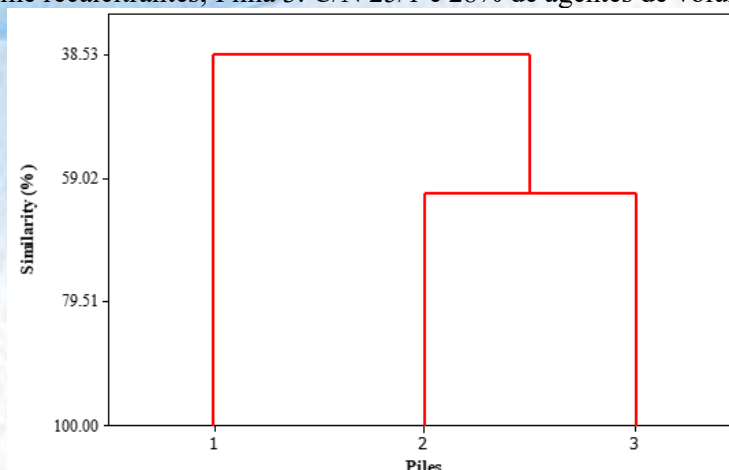


abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

Figura 3. Dendrograma construído usando agrupamento hierárquico por ligação média e distância euclidiana. Pilha 1: C/N 35/1 e 0% de agentes de volume recalcitrantes; Pilha 2: C/N 28/1 e 18% de agentes de volume recalcitrantes; Pilha 3: C/N 25/1 e 28% de agentes de volume recalcitrantes.



3.3. Evolução dos parâmetros tradicionais de monitoramento da compostagem

O pH inicial das pilhas era próximo da neutralidade e situava-se na faixa de 6 a 8 (Tabela 5), considerada adequada para a compostagem (Bernal et al., 2009). Os valores de pH mais elevados nas pilhas 2 e 3 durante a compostagem podem ser explicados pela maior quantidade de cinzas utilizada nessas pilhas, visto que as cinzas são reconhecidas pelo seu alto teor de hidroxilas (Asquer et al., 2017). A redução dos valores de pH das três pilhas no início da compostagem é explicada pela decomposição da matéria orgânica facilmente degradável em ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Kebibeche et al., 2019; Wu et al., 2017). O aumento do pH das três pilhas a partir do décimo dia de compostagem pode estar relacionado à degradação de ácidos carboxílicos e fenólicos e à mineralização de proteínas, aminoácidos e peptídeos em amônia (Paredes et al., 2002). Chiarelotto et al. (2019) apresentaram valores de pH semelhantes durante a compostagem de resíduos da cadeia produtiva de frangos de corte e poda de árvores trituradas como fonte de carbono. Os valores finais de pH do composto estão dentro da faixa recomendada para aplicação no solo (Brasil, 2009). O aumento na concentração relativa de íons devido à degradação da matéria orgânica leva a um aumento da condutividade elétrica (CE) nas três pilhas (Tabela 5) (Bustamante et al., 2013).

Tabela 5. Evolução dos principais parâmetros durante a compostagem.

Tempo de compostagem (dias)	pH	CE (dS/m)	Massa seca (kg)	COT (%)	NTK (%)	Relação C/N	Perdas de NTK (%)
<i>Pilha 1: C/N 35/1 e 0% agente de volume recalcitrante</i>							
0	7,2	3,1	84,0	42,2	1,20	35,2	0,0
10	6,6	3,5	73,9	40,2	1,17	34,5	15,5
24	7,4	3,9	64,9	38,9	1,17	33,3	22,2

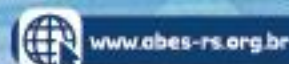
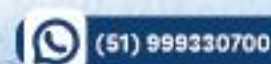
Realização



Correalizadores



Apoio Institucional



57	8,0	4,4	47,1	33,9	1,38	24,6	29,0
LSD	0,1	0,3	-	1,8	0,13	3,6	10,8
<i>Pilha 2: C/N 28/1 e 18% agente de volume recalcitrante</i>							
0	7,7	4,3	83,5	36,9	1,32	27,9	0,0
10	7,1	4,9	60,9	31,3	1,15	27,3	33,2
24	8,0	5,5	47,7	29,5	1,22	24,1	33,6
57	8,5	5,9	39,9	24,4	1,13	21,7	48,8
LSD	0,1	0,3	-	1,3	0,07	1,4	6,5
<i>Pilha 3: C/N 25/1 e 28% agente de volume recalcitrante</i>							
0	7,9	4,3	85,1	41,4	1,67	24,7	0,0
10	7,4	5,1	44,1	31,1	1,67	18,7	42,3
24	8,1	5,3	43,5	27,0	1,53	17,6	54,3
56	8,4	5,4	29,2	25,1	1,60	15,7	55,3
LSD	0,2	0,2	-	2,7	0,02	1,9	7,3

CE, condutividade elétrica; MO, matéria orgânica; COT, carbono orgânico total; NKT, nitrogênio Kjeldahl total. LSD, diferença mínima significativa com $p < 0,05$.

A maior CE das pilhas 2 e 3 pode ser explicada pela maior quantidade de resíduos de cinzas adicionada a essas pilhas (Asquer et al., 2017).

A redução da massa seca durante todo o período de compostagem foi de 44% na pilha 1, 52% na pilha 2 e 65% na pilha 3 (Tabela 5). Esse parâmetro afeta diretamente a otimização do espaço das instalações de compostagem (Costa et al., 2017). A relação C/N entre 25 e 28/1, combinada com o agente estruturante recalcitrante, mostrou-se importante para reduções de massa em menos tempo, visto que em 10 dias a redução de massa da pilha 2 foi de 27% e a da pilha 3 foi de 48%, enquanto a pilha 1 reduziu apenas 12% no mesmo período.

O teor inicial de carbono orgânico total diminuiu em todas as pilhas, de 42,2% para 33,9% na pilha 1, de 36,9% para 24,4% na pilha 2 e de 41,4% para 25,1% na pilha 3 (Tabela 5), o que demonstra o processo de mineralização do carbono orgânico em CO₂ (Morales et al., 2016). A menor concentração inicial de carbono orgânico na pilha 2 pode ser atribuída à maior quantidade de resíduos de cinzas adicionada a esta pilha (Tabela 2).

A degradação das formas orgânicas de carbono e nitrogênio causou reduções na relação C/N em todas as pilhas durante a compostagem (Tabela 5), especialmente durante a fase termofílica, coincidindo com a degradação máxima da matéria orgânica. A relação C/N final < 20 é indicativa de boa estabilização e maturação do composto (Bernal et al., 2009). No entanto, este parâmetro não deve ser usado como um valor absoluto em relação ao estado de maturação do composto, mas sim como um parâmetro para a mineralização da matéria orgânica (Bustamante et al., 2013; Morales et al., 2016, Vico et al., 2018). A correlação linear de Pearson significativa ($p < 0,01$) entre a relação C/N final e a perda de matéria orgânica nas pilhas foi muito forte e negativa ($r = -0,931$); portanto, quanto maior a relação C/N final, menor a perda de matéria orgânica.

As concentrações iniciais de nitrogênio nas pilhas seguiram o padrão: pilha3 > pilha2 > pilha1 (Tabela 5). As perdas de nitrogênio foram significativamente diferentes entre as três células e corresponderam a 29,0% na pilha 1, 48,8% na pilha 2 e 55,3% na pilha 3. As perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem podem chegar a 70% (Nigussie et al., 2016). Alguns estudos semelhantes em compostagem obtiveram perdas de nitrogênio de 42,98% (Costa et al., 2017) e 40,30%

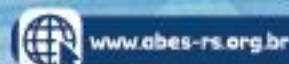
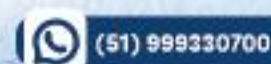
Realização



Correalizadores



Apoio Institucional



(Chiarello et al., 2019). A necessidade de diminuir as perdas de nitrogênio durante o processo de compostagem é o foco de muitos estudos, visto que as perdas de nitrogênio têm um impacto negativo, emitindo gases tóxicos na atmosfera e reduzindo o valor nutricional e, consequentemente, a qualidade do composto final (Zhang e Sun, 2016).

As perdas de nitrogênio para o meio ambiente podem ocorrer por lixiviação, volatilização e desnitrificação. Acredita-se que as maiores perdas de nitrogênio neste estudo se devam à volatilização na forma de amônia, visto que não houve geração de lixiviado nas pilhas e a desnitrificação corresponde a perdas < 5% de nitrogênio nas formas de N_2 , N_2O e NO_x (Bernal et al., 2009). As condições necessárias para o aparecimento de amônia estão relacionadas a algumas combinações físico-químicas, como $pH > 7,5$ e temperatura $> 65^\circ C$ (Zhao et al., 2020). O pH e as perdas de nitrogênio neste estudo apresentaram uma correlação linear de Pearson significativa ($p < 0,01$) e um coeficiente de determinação muito forte ($r = 0,831$), o que está de acordo com a literatura citada. Nas pilhas 2 e 3, os dois níveis limite para a produção de amônia foram ultrapassados no início do processo, o que justifica as maiores perdas de nitrogênio, enquanto a pilha 1 atingiu o pH limite quando as temperaturas estavam abaixo de $50^\circ C$.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A compostagem de resíduos sólidos urbanos e agroindustriais mostrou-se viável como estratégia de tratamento centralizado. A relação C/N inicial equilibrada e a presença do agente estruturante influenciaram positivamente o processo de compostagem e a qualidade do composto final. Tanto relações C/N equilibradas (25-28/1) quanto elevadas (35/1) resultaram em um perfil térmico ($>60^\circ C$ em 7 dias) que, segundo relatos, elimina patógenos. Além disso, o perfil térmico adequado não dependeu do agente estruturante recalcitrante. Contudo, a relação C/N equilibrada, juntamente com o agente estruturante recalcitrante, acelerou a degradação da matéria orgânica, resultando em conversão dos resíduos em composto orgânico mais rapidamente.

REFERÊNCIAS

ABPA Report, (2020), Annual report 2020, **Brazilian Association of Animal Protein**, São Paulo, On line at: <https://abpa-br.org/relatorios/>.

Abrelpe, (2019), **Panorama of solid waste in Brazil 2018/2019**, Brazilian Association of Public Cleaning and Special Waste Companies, On line at: <https://abpa-br.org/relatorios/>.

APHA, (2017), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18 Edition, Washington.

Asquer C., Cappai G., Gioannis G., Muntoni A., Piredda M., Spiga D., (2017), Biomass ash reutilization as an additive in the composting process of organic fraction of municipal solid waste, **Waste Management**, 69, 127-135.

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

Bai L., Deng Y., Li J., Ji M., Ruan W., (2020), Role of the proportion of cattle manure and biogas residue on the degradation of lignocellulose and humification during composting, **Bioresource Technology**, 307, 122941, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122941

Bernal MP., Albuquerque JA., Moral R., (2009), Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review, **Bioresource Technology**, 100, 5444-5453.

Brazil, (2017), Resolution nº 481/2017, **National Environment Council, Establishes criteria and procedures to guarantee the control and environmental quality of the composting process**, Brasília, On line at: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=728>.

Bustamante MA., Restrepo AP., Alburquerque JA., Pérez-Murcia MD., Paredes C., Moral R., Bernal MP., (2013), Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used, **Journal of Cleaner Production**, 47, 61-69.

Calisti R., Regni L., Proietti P., (2020), Compost-recipe: A new calculation model and a novel software tool to make the composting mixture, **Journal of Cleaner Production**, 270, 122427, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.122427

Chen T., Zhang S., Yuan Z., (2020), Adoption of solid organic waste composting products: A critical review, **Journal of Cleaner Production**, 272, 122712, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.122712

Chiarello M., Damaceno FM., Lorin HEF., Tonial LMS., Costa LAM., Bustamante MA., Moral R., Marhuenda-Egea FC., Costa MSSM., (2019), Reducing the composting time of broiler agro-industrial wastes: the effect of process monitoring parameters and agronomic quality, **Waste Management**, 96, 25-35.

Costa M.S.S.M., Bernardi F.H., Costa L.A.M., Pereira D.C., Lorin H.E.F., Rozatti M.A.T., Carneiro L.J., (2017), Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost, **Journal of Cleaner Production**, 142, 2084-2092.

Cunha-Queda A.C., Ribeiro H.M., Ramos A., Cabral F., (2007), Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark, **Bioresource Technology**, 98, 3213-3220.

Embrapa, (2019), Milk Yearbook 2019, **Brazilian Agricultural Research Corporation**, On line at: <https://www.natureindex.com/institution-outputs/brazil/brazilian-agricultural-research-corporation-embrapa/5139074634d6b65e6a002365/Life%20Sciences>.

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

Guidoni L.L.C., Marques R.V., Moncks R.B., Botelho F.T., Paz M.F., Corrêa L.B., Corrêa E.K., (2018), Home composting using different ratios of bulking agent to food waste, **Journal of Environmental Management**, 207, 141-150.

Gutiérrez M.C., Serrano A., Siles J.A., Chica A.F., Martín M.A., (2017), Centralized management of sewage sludge and agro-industrial waste through co-composting, **Journal of Environmental Management**, 196, 387-393.

Jolanun B., Towprayoon S., (2010), Novel bulking agent from clay residue for food waste composting, **Bioresource Technology**, 12, 4484-4490.

Kebibèche H., Khelil O., Kacem M., Harche M.K., (2019), Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 168, 423-430.

Ma C., Lo P.K., Xu J., Li M., Jiang Z., Li G., Zhu Q., Li X., Leong S.Y., Li Q., (2020), Molecular mechanisms underlying lignocellulose degradation and antibiotic resistance genes removal revealed via metagenomics analysis during different agricultural wastes composting, **Bioresource Technology**, 314, 123731, doi: 10.1016/j.biortech.2020.123731.

Morales A.B., Bustamante M.A., Marhuenda-Egea F.C., Moral R., Ros M., Pascual J.A., (2016), Agri-food sludge management using different co-composting strategies: Study of the added value of the composts obtained, **Journal of Cleaner Production**, 121, 186-197.

Nigussie A., Kuyper T.W., Bruun S., Neergaard A., (2016), Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen loss and greenhouse gas emissions from small-scale composting, **Journal of Cleaner Production**, 139, 429-439.

Paredes C., (2002), Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes, **Bioresource Technology**, 85, 1-8.

Paredes C., Roig A., Bernal M.P., Sanchez-Monedero M.A., Cegarra J., (2000), Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes, **Biology and Fertility of Soils**, 3, 222-227.

Rich N., Bharti A., Kumar S., (2018), Effect of bulking agents and cow dung as inoculant on vegetable waste compost quality, **Bioresource Technology**, 252, 83-90.

Saveyn H., Eder P., (2014), European Commission. **End-of-waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment** (Compost & Digestate): Technical Proposals, European Union.

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br

Souza C.C.B., Sobrinho N.M.B.A., Lima E.S.A., Lima J.O., Carmo A.C.G.F., (2019), Relation between changes in organic matter structure of poultry litter and heavy metals solubility during composting, **Journal of Environmental Management**, 247, 291-298.

Soto-Paz J., Oviedo-Ocaña E.R., Manyoma-Velásquez P.C., Torres-Lozada P., Gead T., (2019), Evaluation of mixing ratio and frequency of turning in the co-composting of biowaste with sugarcane filter cake and star grass, **Waste Management**, 96, 86-95.

Tedesco M.J., Gianello C., Bissani C.A., Bohnen H., Wolkweiss S.J., (1995), **Analysis of Soil, Plants and other Materials**, 2 Edition. UFRS, Porto Alegre.

Vico A., Pérez-Murcia M.D., Bustamante M.A., Agulló E., Marhuenda-Egea F.C., Sáez J.A., Paredes C., Pérez-Espinoza A., Moral R., (2018), Valorization of date palm (*Phoenix dactylifera* L.) pruning biomass by co-composting with urban and agri-food sludge, **Journal of Environmental Management**, 226, 408-415.

Wu S., Shen Z., Yang C., Zhou Y., Li X., Zeng G., He S.A.H., (2017), Effects of C/N ratio and bulking agent on speciation of Zn and Cu and enzymatic activity during pig manure Composting, **International Biodeterioration & Biodegradation**, 119, 429-436.

Zhang L., Sun X., (2016), Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste, **Waste Management**, 48, 115-126.

Zhao S., Schmidt S., Qin W., Li J., Li G., Zhang W., (2020), Towards the circular nitrogen economy - A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses, **Science of The Total Environment**, 704, 135401, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135401.

Zhou H.B., Ma C., Gao D., Chen T.B., Zheng G.D., Chen J., Pan T.H., (2014), Application of a recyclable plastic bulking agent for sewage sludge composting, **Bioresource Technology**, 152, 329-336.

Zhou Y., Selvam A., Wong J.W.C., (2018), Chinese medicinal herbal residues as a bulking agent for food waste Composting, **Bioresource Technology**, 249, 182-188.

Van Soest P.J., Robertson J.B., Lewis B.A., (1991), Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber, and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition, **Journal of Dairy Science**, 74, 3583-3597.

Realização



Apoio Institucional



Correalizadores



(51) 999330700



abes-rs@abes-rs.org.br



www.abes-rs.org.br