

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

EFEITOS DA ADIÇÃO DE CEPAS BACTERIANAS LIOFILIZADAS NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

*Mariele Fioreze¹
Alexandre Couto Rodrigues¹
Keila Fernanda Soares Hedlund¹
Francéllwika Catharine Gomes de Azevedo¹
Tainara Casa Nova Silva¹
Clovis Orlando Da Ros¹

EFFECTS OF ADDING OF LYOPHILIZED BACTERIAL
STRAINS IN COMPOSTING URBAN SOLID WASTE

Recibido el 10 de octubre de 2016; Aceptado el 16 de marzo de 2018

Abstract

*The growth of solid waste generation is one of the major problems faced by modern society. In this aspect, composting presents itself as a major alternative for the treatment of the organic fraction of domestic waste. The aim of this study was to evaluate the effects of adding bacterial strains in composting solid organic waste from households. The composting was created from alternating layers of wood sawdust untreated, organic waste and dried straw of soybeans and corn. Two treatments were tested, with and without the addition of lyophilized bacterial strains between the layers of organic waste. The commercial mixture of bacterial strains used was composed of *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* and *Bacillus polymyxa* in the form of spores, the application being performed through manual high pressure spraying. The addition of lyophilized bacterial strains reduced the time required for the maturation of the compost and allowed the elimination of *Escherichia coli* in the final compound, but was not efficient in the reduction of dry mass. In terms of nutrients in the final compound, there was no statistical difference between the two treatments employed.*

Keywords: bioaugmentation, household waste, organic waste.

¹ Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEAmb) - Centro de Tecnologia, Prédio 10 (CTLab), Sala 548. Av. Roraima 1000, Campus Universitário, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, Brasil. CEP 97105-900. Email: mariele.fioreze@gmail.com

Resumo

A crescente geração de resíduos sólidos é um dos grandes problemas enfrentados pela sociedade moderna. Nesse quesito, a compostagem se apresenta como alternativas para o tratamento da fração úmida dos resíduos urbanos. O objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos da adição de cepas bacterianas na compostagem da fração úmida de resíduos sólidos urbanos. As leiras de compostagem foram construídas a partir de camadas alternadas de serragem de madeira não tratada, resíduos orgânicos e palhas secas das culturas de soja e de milho. Foram testados dois tratamentos, com a adição e sem a adição de cepas bacterianas liofilizadas entre as camadas de resíduos orgânicos. A mistura comercial de cepas bacterianas utilizada era composta por *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* e *Bacillus polymyxa* em forma de esporos, sendo a aplicação realizada através de pulverização manual de alta pressão. A adição das cepas bacterianas liofilizadas reduziu o tempo necessário para a maturação da compostagem e possibilitou a eliminação de *Escherichia coli* do composto final, porém não foi eficiente para a redução de massa seca. Em termos de nutrientes no composto final, não houve diferença estatística entre os dois tratamentos empregados.

Palavras chave: bioaumentação, resíduos domésticos, resíduos orgânicos.

Introdução

Um dos grandes problemas enfrentados pela sociedade moderna diz respeito à taxa crescente de geração de resíduos sólidos. O aumento na geração de materiais considerados inservíveis tem relação com o crescimento populacional, urbanização, industrialização, desenvolvimento econômico e hábitos das populações.

Segundo dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (Abrelpe, 2014), são coletados em média 1.062 kg/hab.dia de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, estimativa que passa para 0.770 kg/hab.dia quando considerada apenas a região Sul do país. Predominantemente, são gerados matéria orgânica (51.4% ou 94,309.5 ton/dia), materiais recicláveis (31.9% ou 58,527.4 ton/dia), plástico (13.5% ou 24,847.9 ton/dia), papel, papelão e tetrapak (13.1% ou 23,997.4 ton/dia), metais (2.9% ou 5,293.5 ton/dia) e vidro (2.4% ou 4,388.6 ton/dia) (IPEA, 2012).

Do total de RSU gerados no país, aproximadamente 58.4% (113,975.00 ton/dia) são encaminhadas à aterros sanitários, 24.2% (47,272.00 ton/dia) a aterros controlados e 17.4% (33,986.00 ton/dia) são depositados em vazadouros (lixões) a céu aberto (Abrelpe, 2014). Do montante gerado, cerca de 1,519.50 ton/dia são encaminhadas a usinas de compostagem, o que corresponde a apenas 1.6% do total estimado de geração de resíduos orgânicos no país (IPEA, 2012). Enquanto que para a fração seca dos resíduos a reciclagem mostra-se como a melhor alternativa, a compostagem é uma das opções mais eficientes para o tratamento da porção orgânica, porém ainda há um grande déficit entre o total gerado e o total efetivamente encaminhado às unidades de compostagem no Brasil.

A compostagem é considerada um dos mais antigos e eficientes métodos biológicos para o tratamento e reciclagem da matéria orgânica. Consiste em uma alternativa de baixo custo,

sanitariamente eficiente para a eliminação de patógenos como *Escherichia coli* (Costa *et al.*, 2005a; Gonçalves e Marin, 2007; Hahn *et al.*, 2012) e *Salmonella* sp. (Costa *et al.*, 2005a; Costa *et al.*, 2006; Heck *et al.*, 2012; Paiva *et al.*, 2012), eficiente para a redução do volume (massa seca) dos resíduos (Amorim *et al.*, 2005; Costa *et al.*, 2005b; Costa *et al.*, 2009; Orrico Jr. *et al.*, 2010), além de permitir o uso do composto final em atividades agrícolas com vistas à fertilização do solo (Brito, 2006; Nunes, 2009; Vázquez e Soto, 2017).

No Brasil, a compostagem vem sendo aplicada com sucesso para o tratamento de resíduos sólidos urbanos (Barreira *et al.*, 2008; Brito, 2008; Farias *et al.*, 2011; Flores *et al.*, 2015; Guidoni *et al.*, 2013; Siqueira e Assad, 2015; Guidoni *et al.*, 2018; Pereira *et al.*, 2018), resíduos oriundos do abate de bovinos e suínos (Costa *et al.*, 2009), carcaças de aves (Costa *et al.*, 2005a; Sunada *et al.*, 2015), cama de aviário (Hahn *et al.*, 2012), dejetos de caprinos (Amorim *et al.*, 2005), resíduos da indústria de desfibrilação do algodão (Costa *et al.*, 2005b), macrófitas aquáticas provenientes de sistemas *wetlands* construídos (Antunes, 2009), resíduos de coturnicultura (Valente *et al.*, 2015), dejetos líquidos suínos (Sá *et al.*, 2014), entre outros.

O processo de compostagem pode ser considerado como uma versão acelerada dos processos naturais de transformação dos materiais orgânicos. Basicamente, consiste em um processo biológico aeróbio e controlado, onde a transformação e degradação das substâncias biodegradáveis se dá a partir da ação de microrganismos autóctones. Ao final do processo, é esperado que o composto adquira características próximas às dos materiais húmicos presentes no solo, permitindo assim o seu uso sem risco de contaminação química ou biológica.

A utilização de microrganismos agentes da degradação de resíduos orgânicos é uma alternativa que vem sendo estudada para acelerar o processo de compostagem e melhorar as características do composto final para posterior uso agrícola. A bioaugmentação se baseia na suplementação de microrganismos externos e de ocorrência natural que, segundo Rodrigues (2001), se dá a partir do uso de produtos biotecnológicos compostos por *blends* de bactérias saprofíticas de ocorrência natural e não patogênicas, além de enzimas e nutrientes necessários para a ótima atividade degradativa destas.

Este trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da adição de cepas bacterianas liofilizadas em leiras de compostagem de resíduos orgânicos urbanos, a partir da avaliação da temperatura, tempo de maturação do composto, diminuição da massa seca, eliminação de patógenos e concentrações finais de nutrientes.

Materiais e métodos

Local do estudo

O trabalho foi desenvolvido junto ao Consórcio Intermunicipal de Gestão de Resíduos Sólidos (CIGRES), localizado no município de Seberi, região noroeste do estado do Rio Grande do Sul,

Brasil (29°26'10" S e 53°25'01" O). O CIGRES recebe, aproximadamente, 1,200.00 toneladas de resíduos mensalmente, sendo que de 50% a 55% deste montante são materiais orgânicos passíveis de serem tratados por meio da compostagem. Atendendo 30 municípios da região, o CIGRES é licenciado para proceder com a destinação de RSU através de aterro sanitário com central de triagem. Segundo a Lei nº 12.305/2010, os RSU são aqueles de origem domiciliar, gerados nas atividades domésticas em residências urbanas, e também aqueles gerados na limpeza urbana, advindo da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas (Brasil, 2010).

Conforme a classificação de Köppen & Geiger (1928), o clima da região é do tipo *Cfa* – subtropical, apresentando temperatura média anual de 19.45°C e pluviometria de 2,037.00 mm/ano (com base nos dados históricos registrados junto à Estação Meteorológica Automática de Frederico Westphalen, entre 2008 e 2015).

Leiras de compostagem

A construção das leiras de compostagem foi realizada no interior de um galpão coberto e ventilado, sobre uma superfície nivelada de terra batida, impermeabilizada com lona plástica para evitar a infiltração de lixiviado e contaminação do solo. Foram construídas valas de escoamento, também cobertas por lona plástica, para a coleta do lixiviado formado no processo de decomposição do material orgânico.

Para a construção das leiras, foram selecionados os resíduos orgânicos destinados ao CIGRES em maiores proporções: restos de alimentos (arroz, feijão, pão, massas e frutas), erva mate, jornais e resíduos de poda. Esses resíduos foram separados junto à esteira de triagem e granulometricamente homogeneizados em partículas menores que 5 cm.

As leiras foram montadas na forma cônica, com camadas alternadas de resíduo orgânico, serragem de madeira não tratada, palha seca de milho e palha seca de soja até a altura de 0.8 m. A base das leiras foi dimensionada com largura e comprimento aproximados de 1.2 m. O emprego da serragem de madeira não tratada, apesar de apresentar alta relação C:N inicial, que pode chegar a 200:1 (Dai Prá, 2006), se deu devido à grande disponibilidade do material na região, sendo também observadas dificuldades no descarte adequado deste. Maragno *et al.* (2007) demonstraram que o uso da serragem de madeira é eficiente para a compostagem de resíduos orgânicos urbanos. A adição das palhas secas das culturas de milho e soja, também abundantes na região, foi a alternativa encontrada para aumentar os teores de N no material a ser compostado.

Foram testados dois tratamentos distintos, denominados TR₁ e TR₂, sendo o primeiro conduzido sem a adição de cepas bacterianas (controle), e o segundo realizado com a adição das cepas visando à aceleração do processo de degradação dos resíduos. Para cada tratamento, foram construídas três repetições idênticas, totalizado assim seis leiras de compostagem.

Para a condução do tratamento TR₂, foi utilizada uma mistura comercial de microrganismos em forma de esporos, composto por *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis* e *Bacillus polymyxa*, na concentração de 8x10⁷ UFC/g. A mistura foi aplicada através de pulverização manual de alta pressão sobre cada uma das camadas de resíduo orgânico no momento da construção das leiras, e reaplicada após 15 dias do início da compostagem.

Manejo e monitoramento da compostagem

O monitoramento da compostagem se estendeu por 6 meses, de março a setembro. Semanalmente, as leiras foram irrigadas com água de clorada, e quinzenalmente passaram por revolvimento manual, visando assegurar a homogeneização, aeração e estabilização da temperatura, além de proporcionar a liberação do ar saturado de gás carbônico do interior do material. O revolvimento foi realizado através da retirada do material da parte externa da leira, sujeito a temperaturas próximas da ambiente, o qual passou a constituir a base e centro da nova leira. A utilização de água de clorada se justifica pela necessidade de evitar interferências dos agentes desinfetantes da água na sanitização do composto.

A temperatura foi monitorada em intervalos de 3 dias, com uso de termômetro de mercúrio. As leituras foram realizadas no ápice, centro e base, sendo posteriormente calculada a temperatura média em cada leira. O percentual de redução de massa seca foi calculado com base na diferença entre as massas totais inicial e final, aferidas por meio de balança de solo. Por sua vez, a maturação do composto foi verificada periodicamente, através de teste proposto por Oliveira *et al.* (2005), por meio do uso de amoníaco e água.

A Tabela 1 apresenta os parâmetros químicos e biológicos avaliados, bem como as metodologias de análise adotadas.

Tabela 1. Parâmetros e métodos de análise adotados no estudo

Parâmetro	Metodologia
Coliformes totais	APHA/WWA/WEF (1998)
<i>Escherichia coli</i>	APHA/WWA/WEF (1998)
Nitrogênio mineral	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
pH em H ₂ O	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Carbono orgânico	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Fósforo extraível	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Potássio extraível	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Cálcio trocável	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Magnésio trocável	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Enxofre disponível	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Cobre disponível	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Zinco disponível	Tedesco <i>et al.</i> (1995)
Boro disponível	Tedesco <i>et al.</i> (1995)

Análise dos resultados

Os resultados foram submetidos à análise da variância e as médias de tratamentos comparadas pelo teste *t* de Student, a 5% de probabilidade de erro. Para a análise estatística, foi utilizado o *software Sisvar 5.3*.

Resultados e discussão

Estabilização da compostagem

A Tabela 2 mostra a evolução da temperatura nas leiras de compostagem. Este parâmetro foi acompanhado a partir do terceiro dia após a montagem das leiras, sendo apresentados os resultados até o 24º dia. Após esse período, as leiras apresentaram temperaturas similares à ambiente, e não foram mais observadas diferenças estatísticas entre os dois tratamentos.

Tabela 2. Evolução da temperatura (°C) nas leiras de compostagem

Tratamento	Dias após da montagem das leiras de compostagem							
	3	6	9	12	15	18	21	24
TR ₁	39.2 a ⁽¹⁾	42.3 a	40.7 a	38.8 a	40.3 a	36.5 a	28.5 a	23.4 a
TR ₂	29.2 b	27.7 b	25.2 b	23.3 b	21.2 b	19.8 b	21.3 b	22.9 a

⁽¹⁾ Médias não seguidas pela mesma letra na coluna diferem pelo teste *t* de Student a 5% de probabilidade de erro.

A temperatura apresentou diferenças estatísticas, de acordo com o tratamento empregado, até o 21º dia. O TR₁ foi o que apresentou as temperaturas mais elevadas, ultrapassando os 40 °C dos 6 aos 9 dias e, novamente, aos 15 dias. Para o TR₂, não foi observada a ocorrência do mesmo aquecimento, sendo que as temperaturas máximas monitoradas não ultrapassaram os 30 °C.

De acordo com as temperaturas monitoradas, somente o TR₁ alcançou a fase termofílica que, segundo Kiehl (1985), ocorre quando a massa ultrapassa os 40 °C por um período de 2 a 3 dias. O principal interesse em se atingir essa fase se deve a ser nela a máxima decomposição dos resíduos orgânicos. De acordo com Pereira Neto (2007), é na fase termofílica que ocorre a degradação de polissacarídeos, celulose e proteínas, os quais são transformados em subprodutos mais facilmente biodegradáveis.

O grau de aquecimento das leiras de compostagem também está relacionado às suas dimensões. Enquanto que se deve evitar a construção de pilhas altas que possam submeter as camadas inferiores aos efeitos da compactação, pilhas baixas possuem o inconveniente de perderem calor mais facilmente. Kiehl (1985) recomenda pilhas de seção triangular, com largura entre 2.5 e 3.4 m e altura entre 1.5 e 1.8 m. É possível que as dimensões utilizadas nesse estudo tenham servido como limitantes para o aquecimento e elevação da temperatura, sendo similares os resultados

encontrados por Antunes (2009) para compostagem de macrófitas provenientes de *wetlands* construídos em São Carlos (SP) utilizando leiras nas dimensões 1.0 m x 1.0 m x 1.0 m.

Por outro lado, o aquecimento excessivo da compostagem (acima dos 65 °C) pode causar danos e diminuição da atividade microbológica capazes de acarretar prejuízo na eficiência do processo (Miller *et al.*, 1982; Willson *et al.*, 1980), além de proporcionar perdas de nitrogênio pela volatilização da amônia (Agyarko-Mintah *et al.*, 2017), o que não foi visualizado neste estudo.

A Tabela 3 apresenta os resultados relacionados ao tempo necessário para a maturação do composto e percentual de redução de massa seca em ambos os tratamentos. Pode ser visualizado que a adição de cepas bacterianas contribuiu para a aceleração do processo de compostagem em 13 dias. Quanto à redução de massa seca, o tratamento mais eficaz foi o TR₁, com redução média de 27.3%, contra 20.0% no TR₂. Uma vez que todas as leiras foram construídas com a mesma massa inicial, pode-se inferir que no TR₁ houve uma maior humificação dos resíduos, demonstrando assim maior efetividade deste quando se objetiva à redução do volume dos resíduos.

Tabela 3. Tempo necessário para a maturação da compostagem e redução de massa seca

Tratamento	Tempo para maturação (dias)	Redução de massa seca (%)
TR ₁	110 <i>a</i> ⁽¹⁾	27.3 <i>a</i>
TR ₂	97 <i>b</i>	20.0 <i>b</i>

⁽¹⁾ Médias não seguidas pela mesma letra na coluna diferem pelo teste t de Student a 5% de probabilidade de erro.

Parâmetros químicos e biológicos do composto

As Tabelas 4 e 5 apresentam os resultados do monitoramento químico e biológico das leiras de compostagem, realizado após a maturação do composto. Para todos os parâmetros avaliados, com exceção de *E. coli*, não foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos TR₁ e TR₂.

Tabela 4. Parâmetros químicos e biológicos do composto orgânico após a estabilização da compostagem

Parâmetros avaliados	Unidade	TR ₁	TR ₂
Coliformes totais	NMP 100/mL	1.3x10 ⁴ <i>a</i> ⁽¹⁾	1.9x10 ⁴ <i>a</i>
<i>Escherichia coli</i>	NMP 100/mL	11.6	Ausente
Relação C:N	-	59:1 <i>a</i>	61:1 <i>a</i>
Matéria orgânica	g/dm ³	190.1 <i>a</i>	230.8 <i>a</i>

⁽¹⁾ Médias não seguidas pela mesma letra na linha diferem pelo teste t de Student a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 5. Parâmetros nutricionais do composto orgânico após a estabilização do processo de compostagem e faixas de interpretação

Parâmetros avaliados	Unidade	TR ₁		TR ₂	
		Concentrações	Interpretação ⁽¹⁾	Concentrações	Interpretação ⁽¹⁾
CTC _{potencial}	cmol _c /dm ³	5.57 a ⁽²⁾	-	5.53 a	-
pH em H ₂ O	-	7.0 a	Alto	7.4 a	Alto
Fósforo extraível	mg/dm ³	60.6 a	Muito Alto	48.0 a	Muito Alto
Potássio extraível	mg/dm ³	437.3 a	Muito Alto	540.0 a	Muito Alto
Cálcio trocável	cmol _c /dm ³	2.38 a	Médio	2.45 a	Médio
Magnésio trocável	cmol _c /dm ³	0.64 a	Médio	0.82 a	Médio
Enxofre disponível	mg/dm ³	4.43 a	Médio	7.43 a	Alto
Cobre disponível	mg/dm ³	0.41 a	Alto	0.40 a	Médio
Zinco disponível	mg/dm ³	4.60 a	Alto	3.57 a	Alto
Boro disponível	mg/dm ³	0.20 a	Médio	0.43 a	Alto

⁽¹⁾ Segundo SBCS (2004)

⁽²⁾ Médias não seguidas pela mesma letra na linha diferem pelo teste t de Student a 5% de probabilidade de erro

Apenas no TR₂ alcançou-se a sanitização pretendida para o composto, com ausência de *E. coli*, o que sinaliza para a maior biossegurança deste para uso na fertilização do solo em áreas agricultáveis em comparação ao TR₁. Segundo Stentiford *et al.* (1996), para a eliminação de coliformes é necessário que sejam alcançadas temperaturas superiores a 55 °C por um período igual ou superior a 3 dias, o que não foi atendido por nenhum dos tratamentos. Para o TR₂, o emprego da bioaugmentação pode ter sido o fator chave para a eliminação de *E. coli*. De acordo com Puri e Dudley (2010), fatores ecológicos e/ou carência nutricional, ocasionados por uma maior competição entre os grupos microbiológicos, contribuem para a sanitização da compostagem.

Flores *et al.* (2015), em estudo sobre a compostagem de resíduos domésticos com adição de fezes caninas, obtiveram temperaturas máximas próximas aos 25 °C, constatando ao final do experimento ausência de *Salmonella* sp. e ausência de viabilidade de ovos de helmintos (*Ascaris*) em todos os tratamentos avaliados. Porém, os autores identificaram a presença de coliformes termotolerantes até o final do estudo (14 semanas), atribuindo a persistência desses na massa em compostagem as baixas temperaturas alcançadas.

Os resultados de C:N foram de 59:1 (TR₁) e 61:1 (TR₂), os quais podem ser considerados altos quando comparados a outros relatados pela literatura científica (Amorim *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2010b). Segundo Kumar *et al.* (2010), a relação C:N inicial deve se situar próximo a 25:1, sendo o principal inconveniente da falta de N a limitação do crescimento microbiano, que por sua vez tem relação com o não aquecimento ideal da compostagem e com o aumento do tempo necessário para a maturação do composto.

A exemplo de outros trabalhos, a relação C:N poderia ser melhorada através do emprego de dejetos de caprinos (Amorim *et al.*, 2015) ou dejetos de bovinos (Costa *et al.*, 2005b; Farias *et al.*, 2011), os quais contribuem para a adequação da relação C:N inicial e são abundantes na região onde o estudo foi realizado. Segundo Cerri (2008), materiais ricos em N, como esterco bovino e suíno e serapilheira, possuem relação C:N inferior à 30:1, sendo portanto boas alternativas para equilíbrio da relação C:N inicial em processos de compostagem.

Em estudo recente, Guidoni *et al.* (2018) avaliaram os efeitos de diferentes misturas para a compostagem de resíduos domésticos em pequena escala. Os resultados mostraram que as proporções iniciais dos materiais influenciaram na degradação da matéria orgânica, na dinâmica do nitrogênio e na toxicidade em plantas. As misturas que levaram maiores quantidades de resíduos alimentares (50:50 casca de arroz e resíduos alimentares; 30:70 casca de arroz e resíduos alimentares) apresentaram as maiores concentrações de matéria mineral, maior temperatura de pico e relação C:N inicial mais adequada. Por outro lado, a proporção 70:30 (casca de arroz e resíduos alimentares) não resultou na geração de odores e de lixiviado, além de demonstrar baixa perda de nitrogênio. Tal indica que há vantagens tanto no emprego de relação C:N inicial baixa (30:70 casca de arroz e resíduos alimentares, com C:N inicial de aproximadamente 35:1) ou alta (70:30 casca de arroz e resíduos alimentares, com C:N inicial de aproximadamente 65:1), sendo que tal escolha deve ser baseada nos objetivos que se deseja alcançar com a compostagem, além do uso pretendido para o composto final do processo.

As concentrações de P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn e B no composto final não diferiram estatisticamente entre os tratamentos TR₁ e TR₂. Segundo os limites de interpretação dos teores de micro e macro nutrientes para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (SBCS, 2004), os teores de nutrientes evidenciados por este estudo encontram-se entre as faixas de Média a Muito Alta concentração. Os compostos finais dos dois tratamentos são adequados para a nutrição do solo, principalmente para o suprimento de P, K, Cu e Zn utilizando o TR₁, e P, K, S, Zn e B utilizando o TR₂.

Visando aumentar ainda mais os teores de nutrientes, alternativas podem ser testadas. Margaritis *et al.* (2017) testaram o uso de diferentes aditivos (cascas de madeira, perlita, vermiculita e zeólito) para a compostagem doméstica de resíduos orgânicos. Os autores verificaram a relação entre o aditivo utilizado e o teor de nutrientes no composto final, com maiores teores de Mg no reator onde a vermiculita foi utilizada, e maiores teores de K no reator com introdução de perlita. Foi atestado o alto valor nutricional do composto para todos os tratamentos, e também que o uso dos aditivos apresentou características de fitoestimulante, o que indica a possibilidade do seu emprego para gerar ganhos nutricionais ao solo e plantas.

Conclusões

A compostagem é uma alternativa viável, de baixo custo e fácil monitoramento para o tratamento de resíduos sólidos urbanos.

A adição de cepas bacterianas liofilizadas contribuiu para a diminuição do tempo de maturação da compostagem e possibilitou a eliminação de *E. coli* do composto final. Porém, não houve contribuição para a diminuição de massa seca e para a maior disponibilidade de nutrientes no composto final.

Para todos os parâmetros químicos e biológicos avaliados, com exceção de *E. coli*, não foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos TR₁ e TR₂. Para tanto, o emprego de cepas bacterianas só se justifica quando da necessidade de eliminação de *E. coli* ou aceleração do tempo de maturação, visto que essa prática gera maior gasto financeiro com a aquisição das cepas e também ocasiona uma etapa adicional de preparo da mistura de microrganismos no momento da construção das leiras de compostagem.

Referências bibliográficas

- Abrelpe. (2014) Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, 120 pp.
- Agyarko-Mintah, E., Cowie, A., Van Zwieten, L., Pal Singh, B., Smillie, R., Harden, S., Fornasier, F. (2017) Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting, *Waste Management*, **61**, 129-137.
- Amorim, A.C., Lucas Júnior, J., Resende, K.T. (2005) Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das estações do ano, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **25**(1), 57-66.
- Antunes, R.P. (2009) *Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatiba, SP) como adubo orgânico*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 63 pp.
- APHA, WWA, WEF (1998) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 20st Ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
- Barreira, L.P., Philippi Junior, A., Rodrigues, M.S., Tenório, J.A.S. (2008) Physical analyses of compost from composting plants in Brazil, *Waste Management*, **28**, 1417-1422.
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*, Publicação Diário Oficial da União, Brasília – DF, 03 de agosto de 2010. Acesso em 09 de junho de 2016, disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>
- Brito, L.M. (2006) Compostagem para a agricultura biológica. In Mourão et al. (Eds.), *Manual de Agricultura Biológica*, 139 pp.
- Brito, M.J.C. (2008) *Processo de compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Universidade Tiradentes, Aracajú, 124 pp.
- Cerri, C.E.P. (2008) *Compostagem*. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 19 pp.
- Costa, M.S.S. de M., Costa, L.A.M., Decarli, L.D., Pelá, A., Silva, C.J. da, Matter, U.F., Olibone, D. (2009) Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **13**(1), 100-107.

- Costa, M.S.S.M., Costa, L.A.M., Olibone, D., Roder, C., Burin, A., Kaufmann, A.V., Ortolan, M.L. (2005a) Efeito da aeração no primeiro estágio da compostagem de carcaça de aves, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **25**(2), 549-556.
- Costa, M.S.S.M., Costa, L.A.M., Sestak, M., Olibone, D., Sestak, D., Kaufmann, A.V., Rotta, S.R. (2005b) Compostagem de resíduos da indústria de desfibração de algodão, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **25**(2), 540-548.
- Costa, M.S.S.M., Costa, L.A.M., Pelá, A., Silva, C.J., Decarli, L.D., Matter, U.F. (2006) Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **10**(3), 692-698.
- Dai Prá, M.A. (2006) *Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Universidade Federal de Pelotas, 127 pp.
- Farias, C.A., Vieira, E.M., Fogo, J.C. (2011) Efeitos da associação de alguns Efeito da aeração no primeiro estágio da compostagem de carcaça de aves substratos alternativos no conteúdo de NPK após a compostagem e vermicompostagem, *Revista AIDIS de Engenharia y Ciencias Ambientales*, **4**(1), 76-93.
- Flores, J.P., Feilstrecker, M., Charvet, P. (2015) Avaliação da maturação e contaminação de compostos obtidos pela compostagem de resíduos domiciliares com aplicação de fezes caninas, *Revista AIDIS de Engenharia y Ciencias Ambientales*, **8**(3), 385-396.
- Gonçalves, V.P., Marin, J.M. (2007) Fate of non O157 Shiga toxigenic Escherichia coli in composted cattle manure, *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, **59**(4), 825-831.
- Guidoni, L.L.C., Bittencout, G., Marques, R.V., Corrêa, L.B., Corrêa, E.C. (2013) Compostagem domiciliar: implantação e avaliação do processo, *TECNO-LÓGICA*, **17**(1), 44-51.
- Guidoni, L.L.C., Marques, R.V., Moncks, R.B., Botelho, F.T., Paz, M.F., Corrêa, É.K (2018) Home composting using different ratios of bulking agent to food waste, *Journal of Environmental Management*, **207**(1), 141-150.
- Hahn, L., Padilha, M.T.S., Padilha, J.C.F., Poli, A., Rieff, G.G. (2012) Persistência de patógenos e do antibiótico salinomicina em pilhas de compostagem de cama de aviário, *Archivos de Zootecnia*, **61**(234), 279-285.
- Heck, K., Marco, E.G., Hahn, S.B.B., Kluge, M., Spilki, F.R., van der Sand, S.T. (2012) Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **17**(1), 54-59.
- IPEA. (2012) Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Relatório de Pesquisa*. Brasília, 77 pp.
- Kiehl, E.J. (1985) *Fertilizantes orgânicos*. Agronômica Ceres, Piracicaba. 492 pp.
- Köppen, W., Geiger, R. (1928) *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes Wall-map 150cmx200cm.
- Kumar, M., Ou Yan, L., Lin, J.G. 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management*, **30**(4), 602-609.
- Maragno, E.S., Trombin, D.F., Viana, E. (2007) O uso da serragem no processo de minicompostagem, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **12**(4), 355-360.
- Margaritis, M., Psarras, K., Panaretou, V., Thanos, A.G., Malamis, D., Sotiropoulos, A. (2018) Improvement of home composting process of food waste using different minerals, *Waste Management*, **73**, 87-100.
- Miller, F.C., Mac Gregor, S.T., Psarianos, K.M., Finstein, M.S. (1982) Static - pile sludge composting with recycled compost as the bulking agent, *14th Mid Atlantic Conference*, Ann Arbor Science Book, p. 35-44.
- Nunes, M.U.C. (2009) Compostagem de Resíduos para Produção de Adubo Orgânico na Pequena Propriedade, *EMBRAPA: Circular Técnica*, **59**, 7 pp.
- Oliveira, A.M.G., Aquino, A.M., Castro Neto, M.T. (2005) Compostagem caseira de lixo doméstico. *Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: Circular Técnico*, **76**, 1-6.
- Orrico Jr., M.A.P., Orrico, A.C.A., Lucas Jr., J. (2010) Compostagem dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças de aves, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **30**(3), 538-545.

- Paiva, E.C.R., Matos, A.T., Azevedo, M.A., Barros, R.T.P., Costa, T.D.R. (2012) Avaliação da compostagem de carcaças de frango pelos métodos da composteira e de leiras estáticas aeradas, *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, **32**(5), 961-970.
- Pereira Neto, J.T. (2007) *Manual de compostagem: processo de baixo custo*. UFV. Viçosa. 81 pp.
- Pereira, R.F., Cardoso, E.J.B.N., Oliveira, F.C., Estrada-Bonilla, G.A., Cerri, C.E.P. (2018) A novel way of assessing C dynamics during urban organic waste composting and greenhouse gas emissions in tropical region, *Bioresource Technology Reports*, <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.02.002>
- Puri, A., Dudley, E.G.G. (2010) Influence of indigenous eukaryotic microbial communities on the reduction of *Escherichia coli* O157:H7 in compost slurry. *Federation of European Microbiological Societies*, **313**, 148-154.
- Rodrigues, B. (2011) *Eficiência de biodegradadores naturais no tratamento de efluentes da suinocultura proveniente de uma propriedade rural no município de Videira – SC*. Monografia de especialização, Curso de Pós-Graduação Microbiologia (Industrial e Ambiental), Universidade do Oeste de Santa Catarina, 26 pp.
- Sá, M.F., Aita, A., Doneda, A., Pujol, S.B., Cantú, R.R., Jacques, I.V.C., Bastiani, G.G., Oliveira, P.D., Lopes, P.D. (2014) Dinâmica da população de coliformes durante a compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos, *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, **66**(4), 1197-1206.
- SBCS, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2004) *Manual de Adubação e Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. 10 ed. Porto Alegre, 401 pp.
- Siqueira, T.M.O., Assad, M.L.C.L. (2015) Compostagem de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo (Brasil), *Ambiente & Sociedade*, **XVIII**(4), 243-264.
- Stentiford, E.I., Pereira Neto, J.T., Mara, D.D. (1996) Diversity of composting system, *Low cost composting – Research Monographs in Tropical Public Health Engineering*. University of Leeds, 22-28.
- Sunada, N.S., Orrico, A.C.A., Orrico Jr., M.A.P., Centurion, S.R., Oliveira, A.B.M., Fernandes, A.R.M., Lucas Jr., J., Seno, L.O. (2015) Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola, *Ciência Rural*, **45**(1), 178-183.
- Tedesco, M.J., Gianello, C., Bissani, C.A., Volkweiss, S.J. (1995) *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2ed., Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS.
- Valente, B.S., Xavier, E.G., Pereira, H.S., Lopes, M. (2015) Biodegradação de resíduos sólidos da coturnicultura através da compostagem, *Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal*, **9**(1), 9-26.
- Vázquez, M.A., Soto, M. (2017) The efficiency of home composting programmes and compost quality, *Waste Management*, **64**, 39-50.
- Willson, G.B., Parr, J.F., Epstein, E., Marsh, P.B., Chaney, R.L., Colacicco, D., Burge, W.D., Sikora, L.J., Tester, C.F., Hornick, S. (1980) *Manual For Composting Sewage Sludge By The Beltsville Aerated - Pile Method*, Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, 65 pp.