



Avaliação microbiológica e físico-química de um sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças

Rosa Rodrigues da Silva¹

Evelyne Cazarotto Farezin²

Francisco Rafael Martins Soto³

Resumo

Este trabalho teve por objetivo a avaliação microbiológica e físico-química de um sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças. Foi realizado durante 32 dias e constituído por: pré-compostagem, biodigestor, decantador e lagoas de estabilização. Adicionou-se de forma semicontínua 140 litros de resíduos sólidos de hortaliças. As coletas para as análises microbiológicas e físico-químicas ocorreram nos dias zero, sete, 14, 21, 28 e 32. Amostras foram coletadas na pré-compostagem; biodigestor; decantador e nas lagoas de estabilização. As análises bacteriológicas versaram a pesquisa de coliformes totais e termotolerantes. Foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, sólidos totais, demanda química de oxigênio, nitrogênio e fósforo. Os resultados revelaram que foram detectadas pequenas mudanças na temperatura em cada fase do sistema com ampla variação dos valores de pH em todas as etapas, com resultados variando de acidez a alcalinidade. A biodigestão anaeróbia foi importante para a redução de sólidos totais, demanda química de oxigênio e nitrogênio. A pré-compostagem foi capaz de reduzir 98,55 % dos coliformes totais e nas etapas seguintes houve elevação deste valor, com valores próximos a 100 %. Houve eliminação de 100 % dos coliformes termotolerantes no biodigestor.

Palavras-chave: Coliformes. Biodigestão Anaeróbia. Decantador. Lagoa de Estabilização.

Introdução

Segundo a ISO 14.001:2015, que é uma norma internacionalmente aceita, o tratamento de resíduos sólidos e efluentes é uma estrutura desenvolvida para que uma organização possa consistentemente controlar seus impactos significativos sobre o meio ambiente e melhorar continuamente as operações e negócios.

Um dos principais entraves ao desenvolvimento da agroindústria de processamento mínimo de hortaliças em diversas partes do mundo está associado à significativa quantidade de resíduos sólidos de hortaliças (RSH) (NASCIMENTO FILHO; FRANCO, 2015), que são gerados pela atividade, com

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, *Campus* São Roque/SP, graduanda em Tecnologia em Gestão Ambiental, rossilva851@gmail.com. Rodovia Prefeito Quintino de Lima, 2100, Bairro Paisagem Colonial, CEP, 18.136.540, São Roque, SP.

2 Universidade Federal de Santa Maria, *Campus* Palmeira das Missões/RS, graduanda em Zootecnia. evecazarotto@hotmail.com.

3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo, *Campus* São Roque/SP, docente, sotofrm@ifsp.edu.br.

uma boa parcela começando a ser produzida no sistema produtivo, relacionado principalmente com a ausência ou baixa aplicação de boas práticas de produção (OLIVEIRA et al., 2009).

O tratamento ausente ou inadequado de RSH gera desdobramentos que causam prejuízo para o meio ambiente, para a saúde pública e a sociedade em geral, principalmente devido à grande quantidade de água presente no RSH (GONÇALVES et al., 2011). O termo resíduo é utilizado em sentido amplo, englobando não somente sólidos, mas também os efluentes líquidos e os materiais presentes nas emissões atmosféricas (TIMOFIECSYK; PAWLOWSKY, 2000). Particularmente, RSH podem ser originários no sistema produtivo, no processamento ou na comercialização.

A água contaminada por matéria fecal de origem humana, por exemplo, utilizada na irrigação de hortas, contribui para a contaminação das folhas das hortaliças por bactérias e ovos de parasitas intestinais (FALAVIGNA et al., 2005), o que acelera a sua decomposição e aumenta a produção de RSH, além de implicações negativas para a saúde pública.

O crescente consumo pela população de hortaliças minimamente processadas tem contribuído para o aumento significativo de RSH (MOURA, 2014). Tal fato está relacionado ao elevado padrão de qualidade das folhas, que é exigido pelos compradores do comércio varejista, o que obriga parte da agroindústria ao descarte de elevadas porcentagens de folhas e alta quantidade de água potável para atingir a qualidade exigida pelo mercado comprador (SANTOS et al., 2012). Invariavelmente, estes dois procedimentos aumentarão a pressão por gerar mais volumes de RSH, que devem ser adequadamente tratados com o desenvolvimento de tecnologias com relação custo-benefício favorável.

A maior parte dos RSH são dispostos no ambiente ou utilizados na alimentação animal sem qualquer tratamento, o que gera restrições legais para tal prática (MIGUEL et al., 2008). A manutenção de RSH não tratados na superfície do solo dificulta a ação microbiana em virtude do menor contato com o solo, resultando em uma decomposição mais lenta. Com isso, e também com o constante aporte de resíduos, é possível ocorrer produção contínua de compostos orgânicos de baixa massa molecular, sendo seu efeito contínuo na fertilidade (PAVINATO; ROSOLEM, 2008). Ademais, RSH deixados na superfície do solo podem também diminuir a acidez e reduzir o efeito do alumínio (AMARAL et al., 2000).

O tratamento de RSH em uma agroindústria deve possibilitar oportunidades mercadológicas e sociais interessantes para a empresa, além da promoção de um meio ambiente saudável e da saúde pública (SANTOS et al., 2015). Entretanto, há uma carência de trabalhos que permitam o desenvolvimento e a implantação de um sistema de tratamento de RSH que seja capaz de atingir o objetivo sanitário, ambiental, econômico e social, promovendo a sustentabilidade na atividade agroindustrial.

Este trabalho teve por objetivo a avaliação microbiológica e físico-química do efluente gerado em uma unidade experimental para tratamento de RSH.

Material e métodos

O trabalho foi realizado na área experimental durante 32 dias, no período compreendido entre 03 de maio e 04 de junho de 2016 no interior de uma estufa (FIGURA 1), Latitude: -23.5308, Longitude: -47.1355, 23° 31' 51" Sul, 47° 8' 8" Oeste, clima subtropical úmido e temperatura média de 18 °C.

O sistema experimental de tratamento de RSH foi constituído à base de policloreto de vinil (PVC), com os seguintes componentes: um galão com capacidade de 10 L, fase biológica aeróbia, denominada pré-compostagem, este galão foi conectado a um biodigestor com capacidade para

100 L, fase biológica anaeróbia, denominada biodigestor, que recebeu o chorume oriundo da fase de pré-compostagem. A este biodigestor no centro da sua tampa foi inserido um cano de 0,75 polegadas e um registro a ser aberto para identificar se havia produção de biogás. Interligado ao biodigestor, adicionou-se um decantador, fase físico-química, denominada decantação com capacidade para 10 L. Ao decantador interligaram-se duas lagoas de estabilização, com capacidade cada uma para 20 L e altura de 50 cm com cano de uma polegada, no qual foi colocado aguapé (*Eichhornia crassipes*) com função biorremediadora. Ao final desta etapa, o efluente era lançado em um corpo receptor (FIGURA 1).

Durante o período experimental, adicionou-se de forma semicontínua 140 litros de resíduos sólidos de hortaliças, originários de uma agroindústria do município de Ibiúna (SP), cujos produtores praticavam o cultivo convencional com o uso de adubos químicos e agrotóxicos.

Figura 1. Sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças



1- Pré-compostagem; 2- Biodigestor; 3- Decantador; 4 e 5- Lagoas de estabilização

Fonte: Elaboração do autor.

As coletas para as análises microbiológicas e físico-químicas ocorreram semanalmente nos dias zero, sete, 14, 21, 28 e 32 em cada etapa do sistema, ou seja: pré compostagem; biodigestor; decantador; lagoas de estabilização.

As análises bacteriológicas para a pesquisa de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT) foram efetuadas com o uso da técnica utilizada por Vanderzant e Splittstoesser (1992) e Silva et al. (2007).

Os tubos foram incubados a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ de 24 a 48 horas. Após este período, tubos de Durhan que apresentaram gás no interior foram considerados positivos e comparados com as combinações presentes na tabela de número mais provável (NMP) para CT. Para a pesquisa e contagem de CTT, com a utilização de alça de inoculação, foram retiradas alíquotas dos tubos positivos e replicadas para um tubo contendo 10 mL de caldo EC com Durhan e incubados em estufa a $45^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}/24\text{-}48$ horas. Após este período, a presença de CTT foi confirmada pela formação de gás no tubo de Durhan e comparada com a tabela de NMP para CTT.

Foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, sólidos totais (ST), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio e fósforo. A temperatura foi aferida diariamente com horário pré-determinado, desde o dia zero até o 32º dia do sistema, com a introdução do termômetro durante três minutos no interior de cada componente.

Para a determinação do pH foi utilizado o método da reação em cloreto de cálcio (CaCl_2 0,01 mol.L⁻¹) (RAIJ, 2001).

Em relação às análises de ST, as amostras dos substratos e efluentes dos RSH foram acondicionadas em cadinhos de porcelana previamente tarados, pesados para se obter o peso úmido do material e, em seguida, levadas à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura aproximada de $105\text{ }^{\circ}\text{C}$, por um período de 24 horas e, posteriormente, resfriadas em dessecador e pesadas novamente em uma balança analítica com precisão de 0,01 g, obtendo-se o peso seco (determinação de ST). O teor de sólidos totais foi determinado segundo metodologia descrita pela American Public Health Association- APHA (2000).

O nitrogênio foi calculado a partir do método de semimicro Kjeldahl, que consistiu na transformação do nitrogênio amoniacal $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ em amônia (NH_3), a qual foi fixada pelo ácido bórico e posteriormente titulada com H_2SO_4 até nova formação de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ na presença de indicador ácido/base. A digestão sulfúrica ocorreu em ácido sulfúrico com sais catalisadores. O fósforo foi determinado por digestão nitroperclórica seguida de colorimetria (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS- AOAC, 1990).

A DQO foi determinada da amostra de RSH, considerando a quantidade de oxigênio consumida na oxidação da matéria orgânica por um forte agente oxidante (APHA, 2000).

Resultados e discussão

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados médios obtidos nos parâmetros físico-químicos investigados.

Tabela 1. Resultados médios (zero, sete, 14, 21, 28 e 32 dias) obtidos em relação aos parâmetros físico-químicos investigados no sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças em seus diferentes componentes.

Componente	T ° C	pH	ST ¹	DQO ²	N ¹	P ¹
Pré-Compostagem	22,20	5,49	1,57	7488	5,26	0,15
Biodigestor	21,11	5,98	1,49	4300	3,91	0,21
Decantador	19,86	7,54	1,49	4300	3,91	0,21
Lagoas	19,00	6,33	1,49	4300	3,91	0,21

T- temperatura em graus Celsius, pH- Potencial hidrogênionico, ST- sólidos totais, DQO- Demanda Química de Oxigênio, N- nitrogênio, P- fósforo, 1- expresso em porcentagem da massa seca, 2- expresso em mg/L.

Fonte: Elaboração do autor.

Em relação à temperatura, pode-se observar que o maior valor ocorreu no componente pré-compostagem, com redução pequena (TABELA 1). Tal resultado pode ser atribuído a uma maior taxa de atividade microbiana nos momentos iniciais de pré-compostagem e biodigestor e decréscimo nas etapas finais: decantador e lagoas. Acredita-se que estes resultados poderiam ser superiores caso o experimento fosse feito em uma época mais quente do ano (primavera e verão), o que precisa ser investigado em futuros estudos.

Os micro-organismos não conseguem controlar sua temperatura interna, sendo dependentes da temperatura externa, ou seja, da temperatura ambiente. Os efeitos da temperatura externa nos micro-organismos, sejam estes metanogênicos ou não, são importantes na multiplicação destes micro-organismos, nas reações enzimáticas e na oxidação da matéria orgânica (COURAS et al., 2014; YOO et al. 2014).

Provavelmente, na época que foi realizado o experimento, no final do outono, as baixas temperaturas ambientais podem ter influenciado os resultados obtidos.

Para o parâmetro pH, no dia zero, o resultado foi de 5,43, posteriormente os valores nos momentos iniciais da pré-compostagem e biodigestor mantiveram-se na faixa de acidez, com provável predomínio de micro-organismos acidófilos. Na etapa do decantador, houve uma mudança de resultado, com o pH evoluindo para a leve alcalinidade. Já na fase de lagoa, detectou-se novamente uma inversão de resultados, com o pH levemente ácido. Esta ampla variação de valores de pH indicou os diferentes predomínios de classes de micro-organismos: acidófilos e mesófilos. Vale ressaltar que estes valores médios de pH estão dentro das faixas de variações de mínimo e máximo para o crescimento da maior parte de micro-organismos anaeróbios, que é entre 4,0 e 9,0 (PEREIRA et al., 2009). Evidencia-se, desta forma, que a alcalinidade ou a acidez é devido à interação entre este e a comunidade de micro-organismos e o substrato (HORIUCHI et al, 2002).

Em relação à pesquisa de sólidos totais, no dia zero, o resultado foi de 1,56 % e não houve redução deste parâmetro na etapa de pré-compostagem. Observou-se que o processo de biodigestão anaeróbica foi determinante para a sua redução, mesmo a valores pequenos, passando de 1,57 % para 1,49 %. Concluiu-se que a decantação e a lagoa, mesmo com o aguapé, foram ineficientes para a sua redução.

Os resultados obtidos em relação a DQO reforçaram o papel importante da biodigestão anaeróbica, passando de 7.488 mg/L na pré-compostagem para 4.300 mg/L na fase de biodigestor, redução de 42,57 %, o que não ocorreu nas fases seguintes. Silva et al. (2013) em uma investigação na qual utilizaram como substrato uma massa de resíduos que foi constituída por dez tipos diferentes de resíduos vegetais obtiveram uma redução da DQO de 54,1 % na fase anaeróbica, resultado ligeiramente superior quando comparado ao presente estudo.

O biodigestor foi também protagonista para reduzir os valores de nitrogênio, no dia zero o resultado obtido foi 5,46 mg/L, passando de 5,26 mg/L na pré-compostagem para 3,91 mg/L no biodigestor, redução de 25,66 %, o que também não foi verificado nas etapas posteriores. Para o parâmetro fósforo, no dia zero o resultado foi de 0,18 mg/L e houve uma redução de 16,66 % deste elemento na fase de pré – compostagem e aumento de 28,57 % para a etapa de biodigestão, mantendo este resultado na decantação e lagoa de estabilização. Tal resultado pode ser atribuído ao acúmulo de fósforo no interior das células microbianas (VALENTE et al., 2016).

Não foi detectada a produção de biogás no biodigestor durante o período que foi efetuado o experimento. Esta ausência de biogás pode ser atribuída à baixa concentração de hidratos de carbono presentes no RSH e ao curto tempo do experimento, o que provavelmente inviabilizou sua produção (GIULIANO et al., 2013). Há de ser considerado também que o pH do resíduo vegetal situa-se na

faixa de 4 a 5, condição não propícia para a multiplicação das arqueias metanogênicas (SILVA et al., 2013).

Futuros experimentos associando resíduos com alta concentração de hidratos de carbono podem contribuir para a produção de biogás. Leite et al. (2014) avaliaram a digestão anaeróbia da mistura de 80 % de resíduos sólidos vegetais mais 20 % de lodo de esgoto, em reator anaeróbio, a taxa de produção média de gás metano de 0,25 L CH₄ (g DQO) foi removida.

Na Tabela 2 estão apresentados os resultados obtidos em relação aos parâmetros microbiológicos investigados.

Tabela 2. Resultados médios (sete, 14, 21, 28 e 32 dias) obtidos em relação aos parâmetros microbiológicos investigados no sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças em seus diferentes componentes.

Componente	CT ¹	CTT ¹
Pré-compostagem	3,46	2,85
Biodigestor	2,50	Zero
Decantador	2,78	Zero
Lagoas	2,00	Zero

CT- coliformes totais, CTT- coliformes termotolerantes, 1- expressos em unidades formadoras de colônias (UFC/mL).

Fonte: Elaboração do autor

No dia zero do experimento foram detectados valores de 240 UFC/mL tanto para coliformes totais quanto para termotolerantes. Entretanto, ainda na fase de pré-compostagem, houve redução de 98,55 % dos coliformes totais e redução de 98,81 % para termotolerantes. Nas etapas seguintes a redução foi maior para coliformes totais, atingindo 98,95 % para o biodigestor; 98,84 % para o decantador e 99,16 % para as lagoas. Para os coliformes termotolerantes a partir da etapa do biodigestor houve eliminação de 100 % deste micro-organismo. Duda e Oliveira (2009), em uma pesquisa com reatores em batelada, abastecidos com resíduo orgânico, obtiveram valores de redução de 98,88 % de coliformes totais e de 96,87 % de termotolerantes, resultados parecidos com os encontrados na presente investigação.

Este resultado assume relevância em saúde pública, haja vista que este é considerado indicador de contaminação ambiental e sanitária (ORRICO JUNIOR et al., 2012).

Conclusão

Nas condições em que foi realizado o experimento, pode-se concluir que:

- Há necessidade deste experimento ser repetido em épocas distintas no ano, pois trata-se de um processo altamente sensível e dependente de micro-organismos;
- Foram detectadas pequenas mudanças na temperatura em cada fase do sistema;
- Houve ampla variação dos valores de pH em todas as etapas, com resultados variando de acidez a alcalinidade;

- O processo de biodigestão anaeróbica foi determinante para a redução de sólidos totais, demanda química de oxigênio e nitrogênio e nas etapas posteriores foram ineficientes para a sua diminuição;
- Na fase de pré-compostagem, houve redução de 98,55 % dos coliformes totais e nas etapas seguintes houve elevação deste valor, com valores próximos a 100 %;
- Para os coliformes termotolerantes, a partir da etapa do biodigestor, houve eliminação de 100 % deste micro-organismo.

Microbiological and physical-chemical evaluation of an experimental system for treating solid waste vegetable

Abstract

This study aimed microbiological and physical-chemical evaluation of an experimental system for treating solid waste vegetables. It was held for 32 days and consists of: pre-composting, biodigester, decanter and stabilization ponds. 140 liters of waste vegetable were added semi-continually. Sampling for microbiological and physical-chemical analysis were collected on days zero, seven, 14, 21, 28 and 32. They were collected from pre-composting; biodigester; decanter and stabilization ponds. Bacteriological analysis aimed the research of total and thermotolerant coliforms. The following physical-chemical parameters were analyzed: temperature, pH, total solids, chemical oxygen demand, nitrogen and phosphorus. The results revealed small changes in temperature in each phase of the system, with a wide range of pH on all steps, and results varying from acidity to alkalinity. Anaerobic digestion was important for the reduction of total solids, chemical oxygen demand and nitrogen. Pre-composting was able to reduce 98.55% of total coliforms and there was an increase of this value in the following phases, with values close to 100 %. Coliforms were eliminated 100 % in the biodigester.

Keywords: Coliforms. Anaerobic Biodigestion. Decanter. Stabilization Pond.

Referências

AMARAL, A. S.; ANGHINONI, V. S. I.; MEURER, E. J. Resíduos vegetais na superfície do solo afetam a acidez do solo e a eficiência do herbicida flumetsulam, **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 30, n. 5, p. 789-794, 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v30n5/a08v30n5>>. Acesso em: nov. 2016.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS – AOAC. Official methods of analysis. 15. ed. Washington: D.C., p. 567- 577, 1990.

ASSOCIATION PUBLIC HETALTH ASSOCIATION – APHA. AWWA. WPCF. **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association, p. 345- 350, 2000.

COURAS, C. S.; LOUROS, V. L.; GRILO, A. M.; LEITÃO, J. H.; CAPELA, M. I.; ARROJA, L. M.; NADAIS, M. H. Effects of operational shocks on key microbial populations for biogas production in UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors. **Energy**, v. 73, p. 866-874, 2014. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036054421400797X>>. Acesso em: nov. 2016.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 1, p. 135-147, 2009. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/27809>>. Acesso em: nov. 2016.

FALAVIGNA, L. C.; FREITAS, C. B. R.; MELO, G. C.; ARAÚJO, L. N. S. M.; GUILHERME, A. L. F. Qualidade de hortaliças comercializadas no noroeste do Paraná, Brasil. **Parasitologia Latino Americana**, v. 60, p. 144 - 149, 2005. Disponível em: <https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?pid=S0717-77122005000200007&script=sci_arttext>. Acesso em: nov. 2016.

HORIUCHI, J. I. L.; SHIMIZU, T.; TADA, K.; KANNO, T.; KOBAYASHI, M. Selective production of organic acids in anaerobic acid reactor by pH control. **Bioresource Technology**, v. 82, n. 3, p. 209-213, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085240100195X>>. Acesso em: nov. 2016.

GIULIANO, A.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; CAVINATO, C.; GECCHI, F. Co-digestion of livestock effluents, energy crops and agro-waste. Feeding and process optimization in mesophilic and thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 612-618, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852412016756>>. Acesso em: nov. 2016.

GONÇALVES, R. D.; MOREIRA, D. A.; ERASTO, F. A.; COSTA, R. R.; ARAUJO, A. K. Análises de qualidade das matérias-primas desprezadas oriundas da feira livre de Bananeiras-PB. **Caderno Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 1, n. 1, p. 1, 2011. Disponível em: <<http://gvaa.com.br/revista/index.php/CVADS/article/view/939>>. Acesso em: nov. 2016.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos: aspectos quantitativos. **Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 18, n. 2, p. 90-96, 2014. Disponível em: < <http://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/4888>>. Acesso em: nov. 2016.

MIGUEL, A. C. A.; ALBERTINI, S.; BEGIATO, G. F.; DIAS, J. R. P. S.; SPOTO, M. H. F. Aproveitamento agroindustrial de resíduos sólidos provenientes do melão minimamente processado. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 28, n. 3, p. 733-737, 2008. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/3959/395940088033/>>. Acesso em: nov. 2016.

MOURA, L. B. Gerenciamento de resíduos em empresas do setor hortifrúti localizadas na região do Cariri–Ceará. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5, p. 21-24, 2013. Disponível em: <<http://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/1980>>. Acesso em: nov. 2016.

NASCIMENTO FILHO, W. B.; FRANCO, C. R. Avaliação do potencial dos resíduos produzidos através do processamento agroindustrial no Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 6, p. 1968-1987, 2015. Disponível em: <<http://rvq-sub.s bq.org.br/index.php/rvq/article/view/880>>. Acesso em: nov. 2016.

OLIVEIRA, C. F.; UGUEN, K.; SOUSA, S. G. A. Caracterização da produção de hortaliças na região periurbana de Parintins-AM. **Cadernos de Agroecologia**, v. 4, n.1, p. 2859-2861, 2009. Disponível em: <<http://revistas.aba-agroecologia.org.br/index.php/rbagroecologia/article/view/8821>>. Acesso em: nov. 2016.

ORRICO JUNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JUNIOR, J.; SAMPAIO, A. A. M.; FERNANDES, A. R. M.; OLIVEIRA, E. A. Biodigestão anaeróbia dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 41, n. 6, p. 1533-1538, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/1877>>. Acesso em: nov. 2016.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 911-920, 2008. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/1802/180214229001/>>. Acesso em: nov. 2016.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MONTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009. Disponível em: <<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/304>>. Acesso em: nov. 2016.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001, p.15- 25.

SANTOS, A. T. L.; HENRIQUE, N. S.; SHHLINDWEIN, J. A.; FERREIRA, E.; STACHIW, R. Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2015. Disponível em: <<http://www.periodicos.unir.br/index.php/rolimdemoura/article/view/1177>>. Acesso em: nov. 2016.

SANTOS, H. D. S.; MURATORI, M. C. S.; MARQUES, A. L. A.; ALVES, V. C.; CARDOSO FILHO, F. D. C.; COSTA, A. P. R.; ROSA, C. A. D. R. Evaluation of the efficacy of sodium hypochlorite in sanitization of lettuce (*Lactuca sativa*). **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 71, n. 1, p. 50-60, 2012. Disponível em: <http://periodicos.ses.sp.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-98552012000100008&lng=es&nrm=iso&tlng=es>. Acesso em: nov. 2016.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V. C. A.; SIVEIRA, N. F. A. **Manual de métodos de análises microbiológicas de alimentos**. 3. ed. São Paulo: Livraria Varela, 2007. p. 119-129.

SILVA, W. R.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. S.; LOPES, W. S.; BARROS, A. J. M. Digestão anaeróbia de resíduos vegetais com baixa concentração de sólidos em reator compartimentado. **Gaia Scientia**, Paraíba, v. 7, p. 42-49, 2013. Disponível em: <<http://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/article/view/18013>>. Acesso em: nov. 2016.

TIMOFIECSYK, F. R.; PAWLOWSKY, U. Minimização de Resíduos na Indústria de Alimentos: revisão. **Boletim CEPPA**, v. 18, n. 2, p. 221-236, 2000. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=>. Acesso em: nov. 2016.

VALENTE, B. S.; XAVIER, E. G.; PEREIRA, H. D. S.; PILOTTO, M. V. T. Composting of marine fish residues and rice husk. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 17, n. 2, p. 237-248, 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-99402016000200237&script=sci_arttext&tIng=pt>. Acesso em: nov. 2016.

VANDERZANT, C.; SPLITTSTOESSER, D. F. **Compendium of methods for microbiological examination for foods**. 3. ed. Washington: American Public Health Association, 1992. p. 325-367.

YOO, R. H.; KIM, J. H.; MCCARTY, P. L.; BAE, J. H. Effect of temperature on the treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor. **Water Science & Technology**, v. 69, n. 6, p. 1145-1150, 2014. Disponível em: <<http://wst.iwaponline.com/content/69/6/1145>>. Acesso em: nov. 2016.

Histórico editorial:

Submetido em: 02/10/2016.

Aceito em: 13/06/2017.

Como citar:

ABNT

SILVA, R. R. da.; FAREZIN, E. C.; SOTO, F. R. M. Avaliação microbiológica e físico-química de um sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v. 10, n. 2, p. 89-98, abr./jun. Doi: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n220181118>

APA

SILVA, R. R. da., FAREZIN, E. C. & SOTO, F. R. M. (2018). Avaliação microbiológica e físico-química de um sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças. *Revista Agrogeoambiental*, 10 (2), 89-98. Doi: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n220181118>

ISO

SILVA, R. R. da.; FAREZIN, E. C. e SOTO, F. R. M. Avaliação microbiológica e físico-química de um sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças. *Revista Agrogeoambiental*, 2018, vol. 10, n. 2, pp. 89-98. Eissn 2316-1817. Doi: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n220181118>

VANCOUVER

Silva RR da, Farezin EC, Soto FRM. Avaliação microbiológica e físico-química de um sistema experimental de tratamento de resíduos sólidos de hortaliças. *Rev agrogeoambiental*. 2018. abr./jun.; 10(2): 89-98. Doi: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n220181118>