

BIODIGESTORES ALTERNATIVOS NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

Daniel Schwantes¹; Affonso Celso Gonçalves Jr.²; Alfredo Richart³; Guilherme Miola de Castro⁴; Felipe Wagner Trespach³; Nicole Schwantes-Cezario^{5*}; Jéssica Manfrin²

SAP 15651 Data envio: 29/11/2016 Data do aceite: 19/05/2017

Sci. Agrar. Parana., Marechal Cândido Rondon, v. 16, n. 4, out./dez., p. 475-484, 2017

RESUMO - A geração descontrolada de resíduos orgânicos acaba diminuindo a vida útil dos aterros sanitários. Processos alternativos de tratamento, tal como a biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos podem ser uma alternativa viável para destinação destes resíduos orgânicos, sendo que o emprego desta tecnologia pode ainda gerar ganhos com o uso de biofertilizante na agricultura. Sendo assim, a presente pesquisa objetivou avaliar a biodigestão anaeróbia de resíduos vegetais do Ceasa de Cascavel, PR, mediante adição de doses de dejetos suíno (inóculo), visando diminuir o volume de resíduos destinados aos aterros sanitários. Foram desenvolvidos 12 biodigestores alternativos, sendo adicionados 29 L de efluente (restos de frutas e legumes moídos) em cada reator, mediante adição de três doses de inóculo: 0, 1, 2 e 3 L (dejeito suíno). Durante 50 dias de biodigestão foram analisados os seguintes parâmetros físicos-químicos do efluente: pH, temperatura, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), demanda química de oxigênio (DQO) e fósforo (P). Foram obtidos resultados satisfatórios na grande maioria dos parâmetros avaliados, sendo observadas reduções nos teores de ST de 60% no tratamento com 2 L de inóculo. Com relação a DQO foi possível obter redução de até 57%. Com os resultados obtidos é possível concluir que os biodigestores confeccionados foram eficientes na biodigestão de resíduos do Ceasa, entretanto, o efluente gerado pode ser utilizado para biofertilização somente mediante correção do pH, devido a sua acidez.

Palavras-chave: biodigestão de resíduos orgânicos, biodigestor alternativo, reatores anaeróbios.

ALTERNATIVE BIODIGESTERS FOR ORGANIC WASTE TREATMENT

ABSTRACT - The uncontrolled generation of organic waste causes the decrease of the life of landfills. Alternative treatment processes such as anaerobic digestion of organic wastes may be a viable alternative to disposal of such organic waste, and the use of this technology can still generate gains using biofertilizer in agriculture. Thus, the present study aimed to evaluate the anaerobic digestion of Ceasa vegetables wastes from Cascavel, Paraná State, Brazil, by adding swine manure doses (inoculum) in order to reduce the volume of waste going to landfills. Twelve alternative digesters were developed, and are added 29 L of effluent (fruit and vegetable wastes) in each reactor, by adding three levels of inoculum: 0, 1, 2 and 3 L (pig manure). During 50 days of digestion were analyzed the following physical and chemical parameters of the effluent: pH, temperature, turbidity, electrical conductivity, total solids (TS), volatile solids (VS), chemical oxygen demand (COD) and phosphorus (P) concentrations. Satisfactory results were obtained in most of assessed parameters. TS reductions were observed in the levels of 60% in the treatment with 2 L of inoculum. With respect to COD was possible to obtain a reduction of 57%. With the obtained results it can be concluded that the manufactured biodigesters were effective in the digestion of Ceasa waste, however, the effluent just can be used for biofertilization by pH correction, due to its acidity.

Key words: biodigestion of organic wastes, alternative biodigester, anaerobic reactors.

INTRODUÇÃO

Um dos maiores passivos ambientais observados na atualidade é a crescente geração de resíduos sólidos urbanos e a consequente vida útil dos aterros sanitários, que se apresenta reduzida em virtude do montante de resíduos gerados. Por apresentarem constituição primordialmente orgânica, esses resíduos, são materiais

passíveis de decomposição e muitas vezes são destinados a aterros sanitários ou até mesmo lixões, enquanto deveriam ser submetidos a processos adequados de deposição, como por exemplo, compostagem seguida de biodigestão anaeróbia.

As unidades Centrais de Abastecimento Alimentício (CEASA) têm grande contribuição na geração

¹Universidade Federal do Paraná, UFPR, campus Palotina, Rua Pioneiro 2153, Dallas, CEP 85950-000, Palotina, Paraná, Brasil

²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, Rua Pernambuco 1777, CEP 85960-000, Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brasil

³Pontifícia Universidade Católica do Paraná, PUCPR, Av. União 500, Jardim Coopagro, CEP 85902-532, Toledo, Paraná, Brasil

⁴Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, Rua da Faculdade 645, Jardim La Salle, CEP 85903-000, Toledo, Paraná, Brasil

⁵Universidade Estadual de Londrina, UEL, Rodovia Celso Garcia Cid Km 380, CEP 86.057-970, Londrina, Paraná, Brasil. E-mail: nicoleschwantes@hotmail.com. *Autor para correspondência

de resíduos sólidos orgânicos, o qual se torna um problema para a instituição e também para a sociedade, tendo em vista que todos os seus resíduos são alocados nos aterros sanitários mais próximos, acabando por saturá-los (LAUFER, 2008). O Ceasa de Cascavel, PR tem grande geração de resíduos sólidos orgânicos putrescíveis sem aproveitamento, sendo que o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos da referida instituição ainda não funcional, assim como acontece em diversas unidades do mesmo setor em outros locais do Brasil.

Para tanto, torna-se necessário que sejam estudadas formas de intervir no tratamento desses resíduos para que os mesmos não sejam alocados em aterros sanitários, contribuindo significativamente para o aumento da vida útil destes aterros. Neste sentido, a biodigestão anaeróbia desses resíduos pode ser considerada uma alternativa promissora (PEREIRA; MAIA, 2012).

A biodigestão anaeróbia é o processo bioquímico onde ocorre degradação orgânica na ausência total de oxigênio, com o auxílio de bactérias hidrolíticas, acidogênicas, acetanogênicas e metanogênicas (GONZÁLEZ-GONZÁLEZ et al., 2013 apud BERMÚDEZ et al., 1988; CHERNICHARO, 1997; VEEKEN et al., 2000; LIMA, 2004), o qual gera a produção biogás e resíduos com possibilidade de utilização para outros fins, tais como biofertilização de áreas agrícolas.

Um dos produtos resultantes do processo de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos é o biofertilizante, composto da massa sólida que sedimenta, resultante do processo de biodigestão. Esse subproduto pode ser considerado como uma excelente alternativa de fertilização agrícola, com a vantagem de apresentar baixo custo e danos ambientais praticamente nulos (PARRADO et al., 2008), além de melhorar na estrutura do solo, criando condições propícias à multiplicação de microrganismos com consequente elevação de produtividade das culturas agrícolas.

Existem no mercado muitas pesquisas sobre tecnologias empregadas para biodigestão anaeróbia, a exemplo de biodigestores chineses, japoneses, canadenses e outros (DEGANUTTI et al., 2002; LIMA, 2004; MARCHESAN de OLIVEIRA, 2012). Além dos projetos convencionais para biodigestão anaeróbia, biodigestores com desenhos alternativos também tem sido alvo de estudos, tais reatores possuem como característica principal a utilização de materiais alternativos, como plásticos resistentes, galões de metais, fibra de vidro, entre outros materiais que não possuem mais uso comercial.

Com isso, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas buscando biodigestores alternativos que apresentem alta eficiência para os mais variados resíduos (ANGONESE et al., 2006; FELIZOLA et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2009; CALHEIROS et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011).

Considerando o exposto citado, o objetivo do presente estudo é de desenvolver um protótipo de biodigestor alternativo visando avaliar o processo de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos gerados pelo CEASA de Cascavel, PR, visando determinar a eficiência

de decomposição desses resíduos e geração de biofertilizante.

MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa foi realizada nas dependências do campus da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), localizada no município de Toledo, PR. O referido experimento ocorreu nas dependências da casa de vegetação da PUC-Toledo.

Foram desenvolvidos 12 biodigestores anaeróbios alternativos utilizando recipientes plásticos recicláveis (que foram nominados de biodigestores alternativos ou reatores), com capacidade total de 50 L, os quais foram dispostos em um arranjo com quatro tratamentos e três repetições. O inóculo utilizado no experimento foi obtido na saída de uma estação de tratamento anaeróbio de efluentes de uma empresa de abate de suínos.

A fração de resíduos sólidos orgânicos foi obtida no Ceasa de Cascavel, PR. Os resíduos foram devidamente separados, acondicionados em sacos plásticos e levados para o Laboratório de Análises Ambientais da PUCPR, campus Toledo, local onde se realizou a pesagem e trituração com auxílio de liquidificador industrial com capacidade de 20 L.

Após, em cada reator foram adicionados cerca de 9 L de resíduos orgânicos, de um montante de 82,355 kg de resíduos triturados em liquidificador industrial, e adicionou-se 20 L de água, correspondendo cerca de 68% de água no volume total do reator, conforme a Tabela 1.

Foram adicionadas doses de inóculo (dejeito suíno) visando a adição de microrganismos anaeróbios, sendo os tratamentos distribuídos como segue:

- D0: Testemunha sem adição de inóculo;
- D1: Tratamento com adição de 1 L de inóculo;
- D2: Tratamento com adição de 2 L de inóculo;
- D3: Tratamento com adição de 3 L de inóculo.

A montagem priorizou a vedação completa dos reatores, de forma a manter o ambiente anaeróbio. Para fornecer tais condições foi realizada a instalação de uma torneira em uma das extremidades (para amostragem do efluente ao longo do tempo de detenção hidráulica - TDH). Os reatores foram dispostos na horizontal com a extremidade contendo a torneira para baixo conforme apresentado na Figura 1.

Foram avaliados parâmetros físicos e químicos do efluente durante um período de 60 dias, sendo realizadas amostragens com intervalo de dez dias, totalizando seis amostragens. Os parâmetros foram avaliados conforme sugerido por Apha (2012), sendo: temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), P_{total} e demanda química de oxigênio (DQO).

Além disso, foi realizada digestão nitro-perclórica das amostras (AOAC, 2005) com posterior determinação das concentrações de K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb e Cr por espectrometria de absorção atômica (EAA/Chama) (WELZ; SPERLING, 1999).

TABELA 1. Dados quantitativos de massa úmida (Kg) referentes aos resíduos sólidos amostrados no Ceasa de Cascavel, PR e adicionados aos biodigestores.

Resíduos orgânicos	Massa úmida (Kg)
Laranja	21,340
Verdes (alface, repolho, rúcula)	6,445
Mamão	8,820
Caqui	3,620
Tomate	12,525
Pimentão	4,100
Pepino	12,200
Melão	1,975
Poncan	11,330
Total	82,355

**FIGURA 1** - Disposição dos reatores de forma a garantir o meio anaeróbico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH e a temperatura são os principais parâmetros que influenciam a biodigestão anaeróbia. Durante o período de avaliação o efluente contido nos biodigestores apresentou pH médio de 3,60 (Tabela 2). Tal caráter ácido ocorre nas etapas ácidas da biodigestão

anaeróbia (hidrólise, acidogênese e acetogênese), que geram compostos orgânicos acidificados, o que pode ter provocado tal constatação. Outro fator determinante para esta acidez, se deve à influência de resíduos orgânicos ácidos, como a laranja, poncan e pepino, ocupando cerca de 58% da massa total dos reatores.

TABELA 2. Valores médios de pH obtidos nos biodigestores alternativos no tratamento de resíduos sólidos.

Doses de inóculo	Dia 0	Dia 10	Dia 20	Dia 30	Dia 40	Dia 50
D0	3,78 ± 0,03	3,51 ± 0,03	3,45 ± 0,05	3,48 ± 0,05	3,44 ± 0,08	3,53 ± 0,12
D1	4,16 ± 0,02	3,45 ± 0,03	3,43 ± 0,05	3,44 ± 0,06	3,40 ± 0,11	3,47 ± 0,17
D2	4,04 ± 0,10	3,49 ± 0,07	3,49 ± 0,05	3,48 ± 0,07	3,43 ± 0,14	3,52 ± 0,23
D3	4,37 ± 0,05	3,51 ± 0,01	3,53 ± 0,05	3,58 ± 0,16	3,66 ± 0,31	3,74 ± 0,40

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

Quando se leva em consideração as fases da digestão anaeróbia, Chernicharo (1997) cita que, na fase metanogênica, o pH deve estar na faixa entre 6,5 e 8,0. Desta forma, durante o tempo de detenção avaliado o sistema não chegou a alcançar tal etapa, permanecendo ainda nas fases iniciais do processo, como a hidrólise, acidogênese e acetanogênese.

Em estudos da digestão anaeróbia de resíduos sólidos municipais, Rodríguez et al. (2012) obtiveram pH inicial próximo de 6,0, sendo realizado a correção com NaOH. Durante o tempo de detenção avaliado, os valores de pH atigiram a média de 7,23, ocorrendo desta forma todas as fases da biodigestão anaeróbia. Desta forma, para estudos futuros recomenda-se correção do pH do efluente

bruto antes do processo de biodigestão, principalmente quando se busca a produção de metano (biogás).

A determinação de pH é de importância significativa para avaliação do líquido resultante para biofertilização. Oliver (2008) cita que com o pH próximo a 7,5, o biofertilizante em questão pode auxiliar também na correção de acidez de solo e na disponibilidade de

nutrientes. O biofertilizante obtido apresenta pH bastante ácido (3,60) sendo necessária a adição de calcário ao biofertilizante antes da aplicação em solo.

A temperatura também afeta sensivelmente o processo de biodigestão, sendo os menores valores observados da ordem de 18 °C, no início do processo (Tabela 3).

TABELA 3. Temperatura (°C) do líquido presente nos biodigestores alternativos no tratamento de resíduos sólidos.

Doses de inóculo	Dia 0	Dia 10	Dia 20	Dia 30	Dia 40	Dia 50
D0	18,73	20,40	21,93	22,53	21,77	22,87
D1	18,87	20,07	21,80	22,47	21,47	22,50
D2	18,93	20,17	22,13	22,97	21,63	22,83
D3	18,90	20,57	22,63	23,30	21,63	22,70

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

Em estudo sobre biodigestão de dejetos suínos, Angenent et al. (2002) observaram que a temperatura chegou a um patamar máximo de 25 °C, muito próximo dos valores obtidos pelo presente estudo. Porém, a diferença principal diz respeito ao tempo de retenção dos resíduos, sendo que a biodigestão foi avaliada em um período de um ano e não apenas 50 dias.

Chernicharo (1997) cita que a temperatura ótima para que ocorra a metanogênese é entre 35 e 60 °C, sendo a temperatura do efluente nos protótipos classificada como sub-ótima, por se manter na faixa de 20 e 26 °C. Além do mais, Von Sperling (2002) relata que o processo de

biodigestão anaeróbia cessa em faixas de temperatura inferiores a 15 °C.

Em pesquisa realizada por Calheiros et al. (2010), biodigestores alternativos alimentados com lodo de esgoto e avaliados durante período de 5 meses, o processo de biodigestão ocorreu normalmente inclusive em faixas de temperatura próximas as desta pesquisa (valores estes da ordem de 21,7 °C).

Na Tabela 4 são apresentados os valores referentes a condutividade elétrica obtida no biofertilizante produzido.

TABELA 4. Condutividade elétrica do efluente ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dos biodigestores alternativos no tratamento de resíduos sólidos.

Dose de inóculo	Dia 0	Dia 10	Dia 20	Dia 30	Dia 40	Dia 50
D0	1891 ± 10	2354 ± 56	2539 ± 76	2468 ± 101	2230 ± 64	2232 ± 60
D1	1967 ± 16	2436 ± 183	2570 ± 234	2511 ± 228	2317 ± 211	2292 ± 213
D2	2536 ± 268	2921 ± 360	2978 ± 366	2871 ± 344	2638 ± 309	2598 ± 310
D3	2750 ± 246	2996 ± 186	3024 ± 202	2960 ± 223	2748 ± 205	2716 ± 180

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

A condutividade elétrica do biofertilizante é um parâmetro importante, pois uma vez aplicado ao solo pode modificar sensivelmente suas condições originais, além do que, cabe aqui salientar que a adição de qualquer fertilizante ao solo pode alterar sensivelmente sua condutividade elétrica, seja de origem orgânica ou mineral, como observado por Benites et al. (1998), que demonstram que um solo tem sua condutividade elétrica alterada pela fertilização orgânica, em função da presença de sais dissolvidos no biofertilizante em questão.

Na Figura 2 são apresentados os valores médios obtidos para a redução da turbidez do biofertilizante.

Observa-se uma considerável redução da turbidez do biofertilizante durante 50 dias de biodigestão anaeróbia (Figura 2), com reduções da ordem de 29, 82, 60, 49 e 84% da turbidez inicial. O parâmetro de turbidez no tempo de detenção desse estudo foi extremamente satisfatório, tendo uma redução visível em todos os tratamentos. Os melhores resultados observados foram os obtidos no

tratamento com dosagem de 3 L de inóculo (D3), apresentando decréscimo de mais de 400 UNT.

A turbidez, segundo a resolução CONAMA nº 357/2005, Brasil (2005), serve como um parâmetro de determinação e indicação de poluição ambiental em efluentes e águas. No caso do presente estudo, a turbidez foi determinada com o intuito de analisar se o processo de biodigestão é eficiente para redução desse parâmetro.

Em um estudo desenvolvido por Calheiros et al. (2010), os biodigestores avaliados obtiveram redução de cerca de 80% da turbidez, concluindo que seu tratamento tem uma alta eficiência nesse parâmetro. Assim, como no estudo supracitado, os biodigestores alternativos desenvolvidos mostraram uma eficiência na remoção de turbidez, sendo que com o decorrer do tempo de detenção hidráulica, foram verificados valores elevados de remoção, como observado nos tratamentos D1 e D3, apresentando reduções de 82% e 84%, respectivamente.

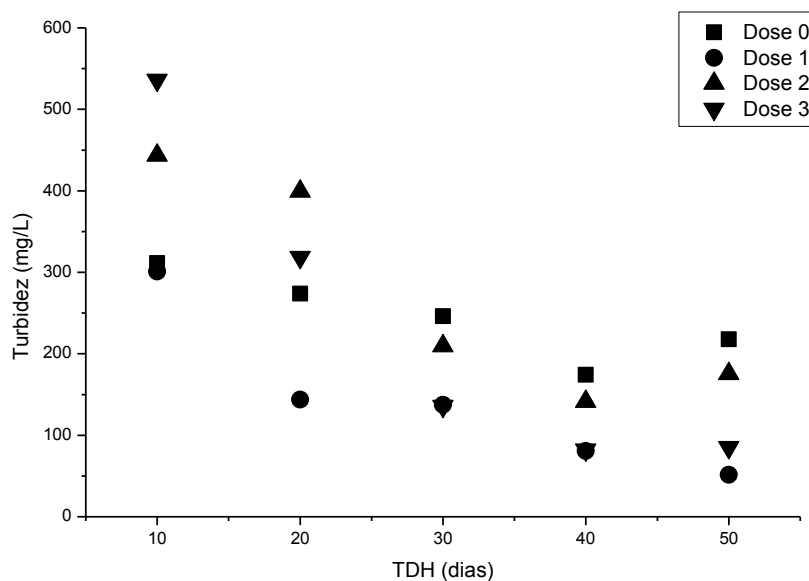


FIGURA 2 - Redução da turbidez efluente em função da dose de inóculo.

Em relação a modelagem matemática, as doses '0' e '1' apresentaram melhor ajuste ao modelo linear ($y = ax + b$), enquanto que doses maiores de inóculo apresentaram melhor ajuste ao modelo quadrático ($y = ax^2 + bx + c$) (Tabela 5).

Na Figura 3, são apresentados os resultados obtidos para redução do teor de ST dos efluentes em função da dose de inóculo aplicada aos biodigestores, durante 50 dias de avaliação.

TABELA 5. Ajustes matemáticos para redução da turbidez no biofertilizante durante o tempo de detenção hidráulica.

Doses de inóculo	Equação de regressão	R ²
D0	Turbidez (UNT) = -2.8667 (Dias) + 330.6	0.75
D1	Turbidez (UNT) = -5.6187 (Dias) + 311.41	0.85
D2	Turbidez (UNT) = 0.1982 (Dias) ² - 19.831 (Dias) + 650.73	0.90
D3	Turbidez (UNT) = 0.4074 (Dias) ² - 35.822 (Dias) + 858.1	0.99

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

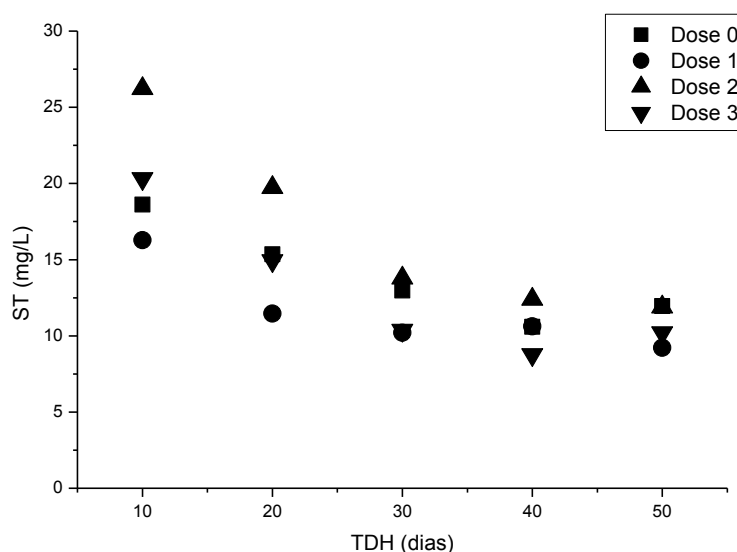


FIGURA 3 - Redução do teor de sólidos totais (ST) efluente em função da dose de inóculo.

Houve uma redução expressiva da concentração de ST, como é possível visualizar na Figura 3. Os tratamentos que foram adicionados quantidades maiores de inóculos foram os que apresentaram resultados mais favoráveis, sendo o resultado mais expressivo encontrado na dose 2, ao qual compunha 2 L de inóculo em 29 L de água mais efluente.

O tratamento testemunha, sem presença de inóculo, e o tratamento de dose 1, com 1 L de inóculo, também obtiveram redução, porém, não acentuada, chegando a diminuir apenas 7 mg L^{-1} , enquanto o tratamento dose 2 reduziu cerca de 24 mg L^{-1} .

Os resultados obtidos apontam reduções no teor de ST na ordem de 36,8; 43,75; 60; e 50%, indicando que o processo de biodigestão anaeróbia foi sensivelmente alterado pela adição de inóculo suíno.

A redução de ST é um importante fator para a biodigestão anaeróbia, pois por meio dessa redução

observa-se a ocorrência de decomposição do material orgânico disposto no tratamento.

Amorim et al. (2004) em seus experimentos, obtiveram resultados satisfatórios ao avaliar a biodigestão de dejetos caprinos, chegando a 35% de redução de ST. Amaral et al. (2004) avaliaram dois tipos de biodigestores para tratamento de dejetos bovinos, obtendo redução satisfatória no biodigestor indiano com 24,21% no 20º dia de avaliação, e redução de 34,89% ao 40º dia, entretanto, esses valores ainda se encontram abaixo dos obtidos por esse estudo. O presente estudo demonstra que, mesmo o material orgânico ser de difícil decomposição, os biodigestores atenderam aos objetivos propostos.

Na Tabela 6 são apresentados os valores obtidos para os ajustes matemáticos quanto a redução do teor de ST. Nota-se que a análise se ajusta da melhor maneira em equações de regressão de ordem quadrática, obtendo valores para R^2 muitos próximos de uma regressão perfeita, principalmente para as doses 2 e 3.

TABELA 6. Ajustes matemáticos para redução dos sólidos totais (ST) no biofertilizante durante o tempo de detenção hidráulica.

Doses de inóculo	Equação de regressão	R^2
D0	$ST (\text{mg L}^{-1}) = 0.0066 (\text{Dias})^2 - 0.5768 (\text{Dias}) + 23.937$	0.97
D1	$ST (\text{mg L}^{-1}) = 0.0061 (\text{Dias})^2 - 0.5137 (\text{Dias}) + 20.297$	0.90
D2	$ST (\text{mg L}^{-1}) = 0.0118 (\text{Dias})^2 - 1.067 (\text{Dias}) + 35.857$	0.99
D3	$ST (\text{mg L}^{-1}) = 0.0119 (\text{Dias})^2 - 0.9757 (\text{Dias}) + 29.148$	0.99

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

Na Figura 4 são apresentados os teores médios obtidos para a redução dos SV em função da dose de inóculo aplicada aos biodigestores.

Em experimentos realizados por Kougiias et al. (2014), foram obtidos valores para SV no processo de digestão anaeróbia de resíduos mistos (água residuária, resíduo de moinho de azeite e dejetos de suínos) obtendo

eficiência de redução da ordem de 63 a 73%, muito próximo da diminuição encontrada no presente estudo, comprovando a eficiência dos biodigestores alternativos.

Na Tabela 7 são apresentados os ajustes matemáticos para a redução do teor de SV observada nos biodigestores, que se apresentaram muito contundentes dentro de regressões de ordem quadrática.

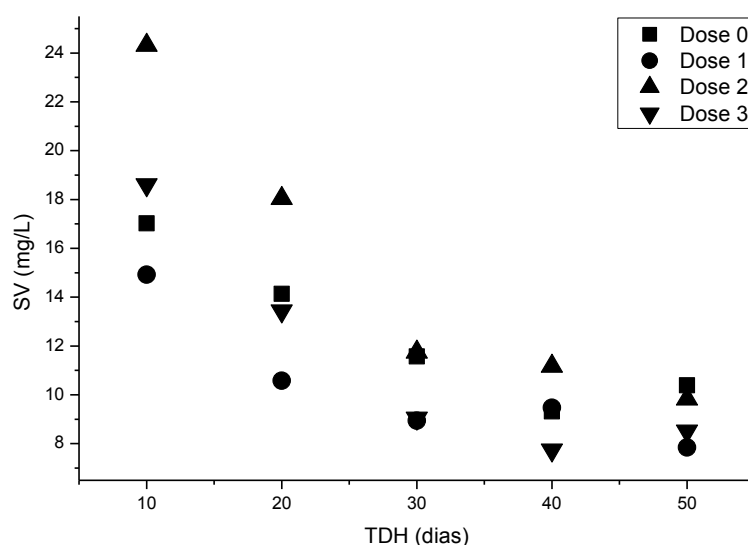


FIGURA 4 - Redução do teor de sólidos voláteis (SV) efluente em função da dose de inóculo.

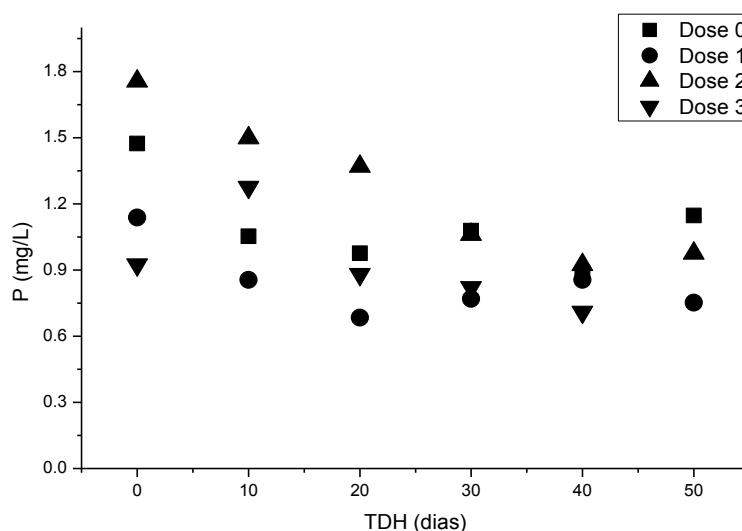
TABELA 7. Ajustes matemáticos para redução dos sólidos voláteis (SV) no biofertilizante durante o tempo de detenção hidráulica.

Doses de inóculo	Equação de regressão	R ²
D0	$SV \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0059 \text{ (Dias)}^2 - 0.5335 \text{ (Dias)} + 22.026$	0.97
D1	$SV \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0054 \text{ (Dias)}^2 - 0.4781 \text{ (Dias)} + 18.729$	0.91
D2	$SV \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0111 \text{ (Dias)}^2 - 1.0259 \text{ (Dias)} + 33.564$	0.98
D3	$SV \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0107 \text{ (Dias)}^2 - 0.8999 \text{ (Dias)} + 26.71$	0.99

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

Observa-se na Figura 5 a redução dos teores de P_{total} durante o processo de biodigestão anaeróbia dos resíduos orgânicos utilizados em função da dose de inóculo aplicada.

Todos os tratamentos demonstraram redução do teor de P_{total} , onde nas doses 1 e 3 foram encontradas as maiores reduções.

**FIGURA 5 -** Redução do teor de fósforo (P) efluente em função da dose de inóculo.

A resolução do CONAMA 357/2005, Brasil (2005), apresenta que para lançamento de efluentes em ambientes de água corrente os valores de P_{total} devem ser inferiores a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, ou seja, o efluente desse estudo não poderia ser lançado em ambientes com essa categoria.

Oliveira et al. (2011) ao avaliar uma biodigestão de efluentes de abates de animais obtiveram valores de P_{total} na faixa de $5,1 \text{ mg L}^{-1}$, sendo tais valores também considerados insuficientes para a utilização deste efluente na fertilização para culturas agrícolas.

A quantidade de P_{total} obtida pelo processo de biodigestão não é suficiente para fornecimento de nutrientes para plantas. Como é o caso da análise desenvolvida por Ourives et al. (2010), que utilizaram um fertilizante orgânico como fonte de P_{total} para cultivos,

obtendo valores entre 55 a 236 mg L^{-1} , sendo este último valor classificado como mais apropriado para os cultivos agrícolas. Nacke et al. (2011) determinaram quantidades de P_{total} em um biossólido proveniente de uma estação de tratamento de esgoto e obtiveram valores da ordem de $54,83 \text{ mg kg}^{-1}$, também muito superiores aos obtidos nesse estudo.

Com os resultados encontrados para P_{total} , esse biofertilizante provavelmente não poderá ser utilizado na nutrição elementar de plantas, sendo necessário outro tipo de fertilizante orgânico ou mineral que compense esta lacuna.

Na Tabela 8 são apresentados os ajustes matemáticos que predizem a redução do teor de P_{total} em função do tempo de detenção hidráulica.

TABELA 8. Ajustes matemáticos para redução do teor de P_{total} no biofertilizante durante o tempo de detenção hidráulica.

Doses de inóculo	Equação de regressão	R ²
D0	$[P] \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0005 \text{ (Dias)}^2 - 0.0322 \text{ (Dias)} + 1.4234$	0.78
D1	$[P] \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0003 \text{ (Dias)}^2 - 0.0225 \text{ (Dias)} + 1.0894$	0.73
D2	$[P] \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0.0003 \text{ (Dias)}^2 - 0.0305 \text{ (Dias)} + 1.7791$	0.96
D3	$[P] \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = -0.0004 \text{ (Dias)}^2 + 0.0081 \text{ (Dias)} + 1.0147$	0.56

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

Dos quatro tratamentos analisados ilustrados na Tabela 8, a dose 3 foi exceção quanto à inconfiabilidade dos dados, pois não se enquadrou perfeitamente no modelo matemático, com elevada variação, perfazendo baixo nível de confiabilidade na sua equação, já que o seu R^2 é muito baixo. Os demais valores foram confiáveis e de baixa

variação. Tais valores podem ser utilizados para gerar séries de dados para obtenção de dados futuros sobre estudos da mesma temática.

Na Figura 6 são apresentados os valores referentes a redução de DQO obtidas até 30 dias de biodigestão anaeróbia.

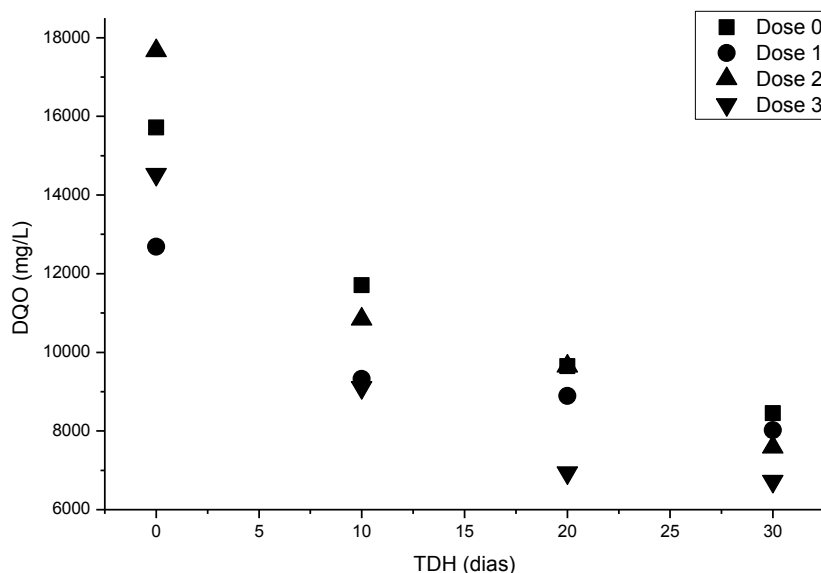


FIGURA 6 - Redução da demanda química de oxigênio (DQO) nos reatores em 30 dias de biodigestão anaeróbia.

Para DQO foi obtida redução na ordem de 46,20; 36,75; 57 e 53,70%, para as doses 0, 1, 2 e 3, respectivamente.

Leite et al. (2001), em estudos com resíduos de hortifrutigranjeiros, obtiveram reduções inferiores as obtidas nessa pesquisa sendo em média 34% de redução, porém, mesmo com baixa redução, a biodigestão anaeróbia de produtos orgânicos é uma atividade promissora como alternativa de tratamento deste tipo de efluente. O mesmo acontece com Sgorlon et al. (2011), onde os valores de DQO obtidos não ultrapassaram uma redução de 30%, durante um período de 300 dias.

Oliveira et al. (2011), em sua análise de biodigestão anaeróbia de efluentes de abatedouros avícolas, com adição de $0,5 \text{ g L}^{-1}$ de uma enzima lipolítica, obtiveram resultados superiores a 80% de redução, sendo este um inoculante alternativo que pode vir a ser testado em processos de biodigestão de outros resíduos.

Os resultados obtidos foram ajustados por modelos lineares, para que possam servir para obtenção de possíveis valores para tempos de retenção maiores, os quais constam na Tabela 9.

TABELA 9. Ajustes matemáticos para redução do teor de demanda química de oxigênio (DQO) no biofertilizante durante o tempo de detenção hidráulica.

Doses de inóculo	Equação de regressão	R^2
D0	$[\text{DQO}] (\text{mg L}^{-1}) = -238.47 (\text{Dias}) + 14960$	0.93
D1	$[\text{DQO}] (\text{mg L}^{-1}) = -144.17 (\text{Dias}) + 11892$	0.83
D2	$[\text{DQO}] (\text{mg L}^{-1}) = -314.35 (\text{Dias}) + 16152$	0.86
D3	$[\text{DQO}] (\text{mg L}^{-1}) = -255.82 (\text{Dias}) + 13160$	0.82

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente.

Além disso, na Tabela 10 estão apresentados os acúmulos ou reduções dos teores médios dos elementos K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb e Cr, estes são parâmetros que devem ser analisados para que os efluentes de biodigestão anaeróbia possam ser utilizados como biofertilizantes.

Os teores de K, Ca e Mg tiveram redução em quase todos os tratamentos. Esse fator é de extrema importância para se analisar quais melhores produtos dos tratamentos podem ser utilizados para a biofertilização. Porém, mesmo com essa redução, os valores ainda continuaram extremamente altos quando comparados com os valores obtidos por Parrado et al. (2008), que

analisaram um extrato enzimático hidrolisável para ser utilizado como biofertilizante. Esses obtiveram valores na

faixa de 22,8; 3,1 e 3,5; para K, Ca e Mg, respectivamente.

TABELA 10. Teores médios iniciais e finais dos elementos K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, Mn, Cd, Pb e Cr (mg L^{-1}) no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

D0			D1		
Elementos	TDH		Elementos	TDH	
	0	50		0	50
K	346.67	345.00	K	563.33	295.00
Ca	g Kg^{-1} 45.00	40.00	Ca	g Kg^{-1} 61.67	26.67
Mg	23.33	26.67	Mg	26.67	20.00
Cu	< LQ	< LQ	Cu	< LQ	< LQ
Zn	2.77	4.40	Zn	2.20	3.13
Fe	2.97	2.10	Fe	3.20	2.00
Mn	mg L^{-1} 0.07	0.00	Mn	mg L^{-1} 0.07	0.00
Cd	0.13	0.13	Cd	0.17	0.13
Pb	1.10	1.20	Pb	1.37	0.97
Cr	< LQ	< LQ	Cr	< LQ	0.10

D2			D3		
Elementos	TDH		Elementos	TDH	
	0	50		0	50
K	516.67	365.00	K	225.00	280.00
Ca	g Kg^{-1} 85.00	33.33	Ca	g Kg^{-1} 35.00	25.00
Mg	43.33	28.33	Mg	23.33	23.33
Cu	< LQ	< LQ	Cu	< LQ	< LQ
Zn	4.20	2.87	Zn	2.90	8.47
Fe	4.43	2.77	Fe	5.80	2.03
Mn	mg L^{-1} 0.23	0.03	Mn	mg L^{-1} 0.17	0.00
Cd	0.10	0.10	Cd	0.10	0.13
Pb	1.20	1.40	Pb	0.77	1.03
Cr	< LQ	0.10	Cr	< LQ	0.13

Em que: D0: Testemunha sem adição de inóculo (dejeito suíno); D1, D2 e D3: Tratamentos com adição de 1, 2 e 3 L de inóculo, respectivamente; TDH: tempo de detenção hidráulica; LQ (limites de quantificação): K = 0,01; Ca = 0,005; Mg = 0,005; Cu = 0,005; Fe = 0,01; Mn = 0,01; Zn = 0,005; Cd = 0,005; Pb = 0,01; Cr = 0,01 (mg L^{-1}).

Nenhum dos tratamentos chegou a esses valores. Com essa análise pode se incentivar que para estudos futuros seja aumentado o tempo de retenção do efluente de biodigestão, já que é notável que em pelo menos três dos quatro tratamentos ocorre redução significativa do começo até o fim dos estudos, ou esse pode vim a ser utilizado quando houver a necessidade de que ocorra o aumento de teores de K, Ca e Mg.

Os valores para Cu não foram constatados em nenhuma das análises, independente do tratamento, ou seja, não tem valores contantes desse nutriente no efluente. Amaral et al. (2004), em análise de efluentes de suínos, encontrou valores médios de $7,5 \text{ mg L}^{-1}$, tendo um resultado bem mais expressivo nesse aspecto.

Já o Cd apresentou uma constância, não sendo alterado significativamente, sendo um nutriente tóxico que

se acumula durante o processo. Outro que não sofreu redução foi o Cr, esse por sua vez até sofreu aumento durante o tempo de detenção.

Os demais nutrientes sofreram significativa redução, o que, quando comparado com outros estudos, nota-se que os valores de todos os nutrientes são extremamente baixos, como é o apresentado por Nacke et al. (2011), que obtiveram valores muito acima dos obtidos por essa.

CONCLUSÕES

Na avaliação dos parâmetros físicos e químicos, o protótipo de biodigestor anaeróbio mostrou eficiência satisfatória, apresentando redução de praticamente todos os parâmetros avaliados, se mostrando como uma alternativa barata e eficiente, com elevado custo-benefício.

Diferente dos outros parâmetros, os teores de P_{total} contido no biofertilizante são considerados deficientes, devido às baixas concentrações encontradas deste elemento. Portanto, o biofertilizante resultante não é recomendado para utilização como fonte nutricional de P_{total} , sendo necessária outra forma de suplementação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, C.M.C.D.; AMARAL, L.A.D.; LUCAS JÚNIOR, J.D.; NASCIMENTO, A.A.D.; FERREIRA, D.D.S.; MACHADO, M.R.F. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.6, p.1897-1902, nov-dez. 2004.
- AMORIM, A.C.; LUCAS JÚNIOR, J.D.; RESENDE, K.T. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos obtidos nas diferentes estações do ano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.24, n.1, p.16-24, jan./abr. 2004.
- ANGENENT, L.T.; RANSKIN, L.; SUNG, S. Methanogenic population dynamic during start up of a full scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste. **Water Research**, v.36, p.4648-4654, 2002.
- ANGONESE, A.R.; CAMPOS, A.T.; ZACARKIM, C.E.; MATSUO, M.S.; CUNHA, F. Eficiência energética de sistema de produção de suínos com tratamento dos resíduos em biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.745-750, 2006.
- AOAC. **Official methods of analysis**. 18.ed. Maryland: AOAC, 2005. p.3000.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 2012. Acesso em: 12 jul. 2014.
- BENITES, V.M.; MENDONÇA, E.S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, n.22, p.215-221, 1998.
- BRASIL. Conama 357/2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 19 abr. 2014.
- CALHEIROS, H.C.; CARNEIRO, R.B.; da SILVA, L.J. Estudos experimental de tecnologia para o tratamento de esgoto aplicável a zona rural brasileira. **REA - Revista de Estudos Ambientais (Online)**, v.12, n.2, p.74-92, jul./dez. 2010.
- CHERNICARO, C.A.deL. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. p.246.
- DEGANUTTI, R.; PALHACI, M.doC.J.P.; ROSSI, M. et al. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: Encontro de energia no meio rural, Campinas, v.4, 2002.
- FELIZOLA, C.S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, v.27, n.1, p.53-62, 2006.
- GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, A.; CUADROS, F.; RUIZ-CELMA, A.; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, F. Energy-environmental benefits and economic feasibility of anaerobic codigestion of ibéricas pig slaughterhouse and tomato industry wastes in Extremadura (Spain). **Bioresource Technology**, v.136, p.109-116, 2013.
- KOUGIAS, P.G.; KOTSOPOULOS, T.A.; MARTZOPOULOS, G.G. Effect of feedstock composition and organic loading rate during the mesophilic co-digestion of olive mil wastewater and swine manure. **Renewable Energy**, v.69, p.202-207, 2014.
- LAUFER, A. **Avaliação de processo alternativo de biodigestão para tratamento de resíduos orgânicos domésticos**. 2008. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2008.
- LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; PRASAD, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.1, p.119-123, 2001.
- LIMA, L.M.Q. **Lixo: tratamento e bioremediação**. 3.ed. São Paulo: Hemus, 2004.
- MARCHESAN DE OLIVEIRA, M. **Estudo da inclusão de compartimentos em biodigestores modelo Canadense**. 2012. 118f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Processo, Rio Grande do Sul, 2012.
- NACKE, H.; GONCALVES JR., A.C.; ZENATTI, R.; SCHWANTES, D.; STREY, L.; MONTOVANI, P.B. Variáveis biométricas e teor de clorofila em plantas de milho fertilizadas com biossólido em solos de diferentes texturas. **Revista Científica Rural**, Bagé, v.13, n.6, p.417-428, 2011.
- OLIVEIRA, A.B.D.M.; ORRICO, A.C.A.; JÚNIOR, O.; PREVIDELLI, M.A.; SUNADA, N.D.S.; CENTURION, S.R. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ceres**, Viçosa, v.58, n.6, p.690-700, 2011.
- OLIVEIRA, L.N.; MACEDO SOBRINHO, E.; VIANA, W.A.; FONSECA, M.P.; MENEZES, I.R.; VIEIRA, V.A.; NOBRE, M.C.S.D.; ALMEIDA, A.C.; COLEN, F.; SANTOS, H.O.; BRANDI, I.V.; CANGUSSU, A.S.R. Avaliação da biodigestão anaeróbia como método alternativo para aproveitamento de resíduos sólidos de biotério. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOTECNISTAS - ZOOTEC, 19., 2009, Águas de Lindóia, SP. **Anais... Águas de Lindóia, SP: ABZ**, 2009.
- OLIVER, A.deP.M. (Org.). **Manual de treinamento em biodigestão**. Agência dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional (USAID), Washington, D.C, 2008.
- OURIVES, O.E.A.; SOUZA, G.M.; TIRITAN, C.S.; SANTOS, D.H. Fertilizante orgânico como fonte de fósforo no cultivo inicial de *Brachiaria brizantha* cv. Marandú. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.40, n.2, p.126-132, abr./jun. 2010.
- PARRADO, J.; BAUTISTA, J.; ROMERO, E.J.; GARCÍA-MARTÍNEZ, A.M.; FRIAZA, V.; TEJADA, M. Production of a carob enzymatic extract: Potencial use as a biofertilizer. **Bioresource Technology**, v.99, p.2312-2318, 2008.
- PEREIRA, A.L.; MAIA, K.M.P. A contribuição da gestão dos resíduos sólidos e educação ambiental na durabilidade de aterros sanitários. **Sinapse Múltipla**, Betim, v.1, n.2, p.68-80, dez. 2012.
- RODRÍGUEZ, J.F.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Optimisation of the semicontinuous process. **Chemical Engineering Journal**, v.193-194, p.10-15, 2012.
- SGORLON, J.G.; RIZK, M.C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C.R.G. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum. Technology**, v.33, n.4, p.421-424, 2011.
- VEEKEN, A.; KALYUZHNYI, S.; SCHARFF, H.; HAMELERS, B. Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. **Journal of Environmental Engineering**, v.126, n.12, 2000.
- WELZ, B.; SPERLING, M. **Atomic absorption spectrometry**. 1999.