

QUALIDADE QUÍMICA NA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS URBANOS COM INOCULAÇÃO BIOLÓGICA

Chemical Quality in Urban Waste Composting With Biological Inoculation

Egon Nord¹

RESUMO: A compostagem é um processo eficiente para estabilização dos resíduos orgânicos que pode ser melhorada com o uso de inoculantes biológicos para uso na agricultura orgânica. Objetivou-se avaliar o efeito de um inoculante biológico na qualidade química de composto orgânico produzido com alguns resíduos urbanos. No experimento de compostagem utilizou-se o delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x2, sendo dois resíduos de alta relação C:N (bagaço de cana e folhas de varrição) e dois níveis de inoculação (com e sem). Foram avaliados teores de macro e micronutrientes, C, pH e a demanda química de oxigênio nos compostos produzidos. A temperatura e a demanda química de oxigênio (DQO) foram os melhores indicadores do processo de compostagem dos materiais testados. Para as condições deste estudo, o inoculante biológico testado não alterou os teores de macro e micronutrientes e não acelerou o processo de compostagem. Conclui-se que há ampla possibilidade de transformação de resíduos orgânicos urbanos em insumos agrícolas, através da aplicação de tecnologia.

Palavras-chave: acelerador de compostagem, microrganismos eficazes, resíduos sólidos urbanos.

ABSTRACT: Composting is an efficient process for the stabilization of organic waste, it can be improved with the use of biological inoculant for use in organic farming. The objective was to evaluate a biological inoculant effect on chemical quality of compost produced from municipal waste. In the composting experiment used the completely randomized factorial 2x2, with two residues of high C / N ratio (sugar cane bagasse and leaves sweeping) and two levels of inoculation (with and without). Analyzed the concentrations of macro and micronutrients, C, pH and chemical oxygen demand in the compounds produced. The temperature and chemical oxygen demand (COD) were the best indicators of the composting process of the materials tested. For the conditions of this study, the biological inoculant tested did not alter the levels of macro and micronutrients and did not accelerate the composting process. It conclude that there is ample possibility of transformation of urban organic wastes in agricultural inputs through the application of technology.

Key-words: compost accelerator, effective microorganisms, municipal solid waste.

1. INTRODUÇÃO

Um dos mais sérios problemas ambientais de responsabilidade do poder público é a crescente geração de resíduos sólidos urbanos e sua disposição final. O Brasil produz grande volume de resíduos por dia, sendo que a parcela biodegradável representa importante participação. Segundo dados da Sanecap de 2010, citado por Domingos (2011, p.77), 42,39% dos resíduos gerados em Cuiabá são de origem orgânica. Foram 65,1 mil toneladas de resíduos biodegradáveis somente em Cuiabá. Em Várzea Grande, o volume de resíduos biodegradáveis em 2010 teria alcançado 18,9 mil toneladas. Considerando os dois municípios, ter-se-ia um volume agregado de 84,0 mil toneladas de material orgânico gerados em 2010 (DOMINGOS, 2011, pp.77-78).

¹ Mestre em Agricultura tropical – Universidade Federal de Mato Grosso

A população de Cuiabá em 2010 alcançava 551.350 habitantes e em Várzea Grande 252.709 residentes. Desta forma, em média foram gerados 104,5 quilos de resíduo orgânico por habitante, com volume diário de 0,286 quilo (DOMINGOS, 2011). Tal volume indica a necessidade de implantar um sistema de gestão que reduza a disposição de materiais em aterros, aumentando as taxas de reciclagem e redução do volume produzido. Para isso é fundamental o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que objetivem o aproveitamento racional dessa matéria orgânica.

A disposição em aterros sanitários tem sido o método de eliminação mais utilizado no país, no entanto, associam-se a ele algumas desvantagens como a produção de biogás e compostos com liberação de gases relacionados ao efeito estufa, produção de odores, riscos de explosão, produção de lixiviados com elevada carga orgânica e ocupação de volume em aterro. O processo de compostagem² permite o aproveitamento dos resíduos orgânicos, mas para isso requerem-se alguns conhecimentos para garantir um produto estabilizado e de boa qualidade, que forneça nutrientes e condicione ao solo de forma adequada para não ser prejudicial ao desenvolvimento das plantas.

Para incrementar os processos de compostagem, existem muitos inoculantes a base de microrganismos benéficos que podem proporcionar um processo acelerado de degradação, originando um produto final com maior homogeneidade e maior teor de elementos químicos das matérias primas originais. O EM (Effective Microorganisms) é um desses inoculantes, o qual é formado por um conjunto de microrganismos que são naturalmente encontrados em plantas e solos férteis e que auxiliam a produção agrícola, vem sendo utilizados em todo mundo por praticantes da agricultura alternativa para diversos usos, com resultados já comprovados na produção vegetal e animal. Contudo, inoculantes testados pelos mais variados autores e em diferentes situações não tiveram respostas positivas.

Há inúmeras possibilidades de aproveitamento de recursos locais para compostagem. Por exemplo, pode-se citar que somente no terminal atacadista de Cuiabá são descartadas cerca de 50 toneladas semanais de resíduos de frutas, verduras e legumes, material rico em nutrientes que é facilmente compostado devido a sua baixa relação C:N (carbono/nitrogênio). Outra fonte possível seriam as folhas de árvores e outros materiais coletados pela varreção urbana. Essa biomassa é destinada a aterros, pois não pode, na maioria dos casos, permanecer sobre o solo como em ambiente natural. Dessa maneira, existindo separação adequada, está disponível um excelente material de alta relação C:N para compostagem que dispensa custos adicionais com trituração. Diversas outras fontes de resíduos estão disponíveis, como o bagaço de cana das garaparias ou mesmo de usinas próximas à Cuiabá e Várzea Grande, sendo que essas produzem cada vez maiores excedentes desse resíduo.

O aproveitamento desses recursos locais é essencial para a sustentabilidade do ambiente e bem estar da sociedade, podendo gerar renda direta a grupos sociais ou diminuição de custos à administração pública. Para diminuir os efeitos negativos desses resíduos no meio ambiente, a redução do

² Segundo o Ministério do Meio Ambiente do Brasil, define-se compostagem como: "é uma técnica que permite a transformação de restos orgânicos (sobras de frutas e legumes e alimentos em geral, podas de jardim, trapos de tecido, serragem, etc.) em adubo. É um processo biológico que acelera a decomposição do material orgânico, tendo como produto final o composto orgânico" (BRASIL, 2012).

tempo de tratamento dos resíduos e a qualidade do composto produzido são fatores importantes, de modo que a aceleração da compostagem pode ser feita por meio da inoculação de microorganismos na pilha de resíduos. O Embiotic® é desses inóculos por tratar-se de um produto desenvolvido a partir do EM-4, por ser novo no mercado as informações técnicas para uso no processo de compostagem são insuficientes. Desse modo, objetivou-se avaliar o efeito desse inoculante na qualidade química de composto orgânico produzido com alguns resíduos urbanos e a indicação dada pelo fabricante do produto de “acelerador de compostagem”.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Resíduos sólidos

Resíduos sólidos são materiais, substâncias, objetos ou bens descartados resultantes de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (PNRS, 2010). Gerenciar a geração de resíduos, minimizando os problemas resultantes da disposição inadequada, significa administrar a produção e o consumo de bens possibilitando a reposição desses materiais no meio ambiente, diminuindo os impactos gerados (ALLGANER, DE PAOLI e SPINACÉ, 2006).

São várias as maneiras de se classificar os resíduos sólidos. As mais comuns são quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente sendo classificados em níveis: Classe I ou perigosos e Classe II ou não perigosos, que se dividem em Classe II A (não inertes) e Classe II B (inertes) (ABNT, 2010). Podem ser classificados também quanto à natureza ou origem, podendo ser lixo doméstico ou residencial, lixo comercial, lixo público, lixo domiciliar especial (entulho de obras, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes, pneus) ou lixo de fontes especiais (industrial, radioativo, de portos, aeroportos e terminais rodoferroviários, agrícola e de serviços de saúde (IBAM, 2001).

Os resíduos sólidos podem ser considerados como possíveis insumos em outras atividades econômicas. Herman Daly descreve o uso de resíduos como insumos e o classifica como *throughput*, também denominado “transumo”, como um “fluxo físico entrópico de matéria e energia proveniente de fontes naturais que passa pela economia humana e regressa aos sumidouros da natureza” (DALY, 2007, p.9). Ainda segundo Daly (2007), se este dito fluxo metabólico necessário para manter os processos econômicos torna-se demasiado grande, a níveis que requerem inputs dos recursos naturais e outputs residuais além da capacidade de absorção do meio ambiente, então o *throughput* se torna ecologicamente insustentável.

Assim, não há como considerar as atividades econômicas sem seus impactos em termos de depleção, poluição e degradação entrópica ao resto do ecossistema. Neste sentido, Daly (2002) aponta para a necessidade de investimentos de maximizem a produtividade do *throughput* de recursos naturais. Aumentar a produtividade destes implica, por certo, não somente na substituição de descobertas de novos depósitos, uma vez que o fator limitante passa a ser o capital natural, mas ainda redução do impacto dos serviços ambientais, como capacidade de acúmulo e absorção de resíduos. Segundo o mesmo autor, na perspectiva da economia ecológica, para o desenvolvimento sustentável é preciso conciliar a escala da economia e de seus *throughputs* dentro da capacidade de assimilação e regeneração do ecossistema (DALY, 1991).

Os resíduos orgânicos tem origem animal ou vegetal, constituem grande parte dos resíduos produzidos nos diversos setores da sociedade. Pode entretanto ser objeto de compostagem para a fabricação de adubos ou utilizados para a produção de combustíveis como biogás. O Brasil produz aproximadamente 161.084 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia (Portal Brasil, 2010), sendo que os resíduos urbanos biodegradáveis representam cerca de 55% desse total (IPT, 2000). Pouco mais de 1% de todo o material recolhido no país sofre algum processo de tratamento, tal como a compostagem (MÉLO FILHO e CORRÊA, 2006).

As atividades industriais e agrícolas também fornecem grandes quantidades de resíduos orgânicos com potencial de aproveitamento. Somente a produção de cana de açúcar no Brasil em 2010 foi de 722.495.503 toneladas (IBGE, 2011). Estima-se que a massa de bagaço produzida esteja por volta de 27% da massa total (FIESP/CIESP, 2006).

2.2 Técnicas de tratamento de resíduos orgânicos

Atualmente o método de tratamento de resíduos sólidos urbanos mais utilizado e que apresenta menor custo, é o do aterro sanitário em que os resíduos acumulados continuamente nesses locais não são inativos. A composição química dos resíduos sob influência de agentes naturais (chuva temperatura e microrganismos) é objeto de alterações complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos, onde a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas é o principal responsável pela degradação dos resíduos, além da dissolução dos elementos minerais e de lixiviação de finas partículas e do material solúvel na água (CASTILHOS JUNIOR, 2003).

Dentre os processos conhecidos de beneficiamento do lixo, a compostagem vem se firmando como uma das mais interessantes soluções para o lixo no Brasil, desde a década de 1960, quando foram implantadas as primeiras usinas de reciclagem/compostagem (BLEY JÚNIOR, 1993). No caso da compostagem realizada em instalações centralizadas, há que se distinguir claramente entre duas situações possíveis: o caso em que os resíduos são recolhidos da forma convencional, misturados, e depois separados

parcialmente por processos manuais e mecânicos em estações de triagem antes de serem encaminhados para compostagem; e o caso em que é efetuada uma coleta seletiva porta-a-porta, da fração orgânica dos resíduos que pode ser diretamente encaminhada para compostagem (RUSSO, 2003).

Define-se compostagem como um processo biológico, aeróbio, controlado, por meio do qual se consegue a humificação do material orgânico obtendo-se, como produto final, o “composto orgânico” (Matos *et al.*, 1998). A compostagem é um processo de decomposição aeróbica, em que há desprendimento de gás carbônico, água – na forma de vapor – e energia por causa da ação dos microrganismos. Parte da energia é usada pelos microrganismos para crescimento e movimento, e a restante é liberada como calor, que se procura conservar na pilha de compostagem. Como resultado, a pilha atinge uma temperatura elevada, resfria e atinge o estágio de maturação (KIEHL, 1985).

Segundo Pereira Neto (1995), a compostagem, além de ser um processo de reciclagem, é antes de tudo, um processo sanitariamente seguro de tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Por isso, é indispensável ampliar a disponibilidade de informações científicas e tecnológicas sobre o processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos. Em países como o Brasil, onde o teor médio de matéria orgânica no lixo urbano chega a 60%, a compostagem mostra ser uma solução conveniente para o tratamento dos resíduos.

Cunha Queda (1999) define compostagem como um processo controlado de bioxidação de substratos heterogêneos biodegradáveis, resultante da ação dos microrganismos (bactérias, actinomicetos e fungos) naturalmente associados aos substratos, durante o qual ocorre uma fase termófila onde há a libertação temporária de substâncias com efeito fitotóxico. Neste processo, a biomassa sofre profunda transformação (mineralização e humificação parciais).

A compostagem como processo biológico, é afetada por qualquer fator que possa influenciar sua atividade microbiológica (KIEHL, 1985). Favorecer as condições ambientais dos microrganismos na leira (temperatura, umidade, aeração, etc.), é favorecer a decomposição da matéria orgânica. Cada microrganismo possui peculiaridades específicas que lhes permitem ser ativos na decomposição de uma fração da matéria orgânica, apresentando características fisiológicas relativas ao oxigênio (aeróbios, anaeróbios e facultativos) e à temperatura (psicrófilos, mesófilos e termófilos), sendo que nos processos de compostagem prevalecem os aeróbios, facultativos, mesófilos e termófilos (PEREIRA NETO, 1996).

A temperatura é o fator mais importante para determinar se a operação de compostagem se processa como desejável. A produção de calor de um material é indicativa da atividade biológica desse material e, por isso, indiretamente, do seu grau de decomposição (BIDLINGMAIER, 1985).

O processo tem início à temperatura ambiente (fase criófila), mas à medida que a ação microbiana se intensifica, a temperatura deve atingir valores acima de 45°C, entrando na fase termófila. Essa elevação da temperatura ocorre em função do metabolismo exotérmico dos microrganismos (KIEHL, 2002). Segundo Pereira Neto (1996), desde que o

ambiente da leira esteja satisfatório em relação à umidade, à aeração, e aos nutrientes, a leira deve alcançar temperaturas termofílicas em um período de 12 a 24 horas após a montagem, permanecendo nessa faixa durante toda a fase de degradação da matéria orgânica. É nessa fase que a decomposição da matéria orgânica é mais ativa, possibilitando também uma inativação quase que total de microrganismos patogênicos, ovos e larvas de mosca (KIEHL, 2002).

Não há consenso entre os autores em relação ao início de cada fase referente à temperatura. Alguns acreditam que a fase termófila se inicia aos 50°C, enquanto outros defendem o início aos 55°C. Esse fato também ocorre em relação à temperatura ótima, onde não há consenso e provavelmente não haverá uniformização de um valor ótimo devido aos demais fatores que influenciam na degradação (RUSSO, 2003). Stentiford (1996) sugeriu que temperaturas entre 35 e 40°C maximizam a diversidade microbiana no processo de compostagem. Com temperaturas acima de 40°C, a nitrificação e a desnitrificação e, conseqüentemente, a produção e emissão de N₂O são suprimidas (HELLMANN, ZELLES e PALOJARVI, 1997), porque a atividade das bactérias autotróficas nitrificantes desaparece (MYERS, 1975). Em contrapartida, a temperatura ótima para os fungos termófilos e os actinomicetes, responsáveis pela degradação de lignina, varia entre 40 e 50°C (HELLMANN, ZELLES e PALOJARVI, 1997). As bactérias termófilas possuem uma temperatura ótima variável entre 45 e 50°C ou superior (GOLUEKE, 1977).

Como a compostagem é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica, a presença de água é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos organismos, os quais não sobrevivem na sua ausência. Segundo Kiehl (2002), a umidade adequada deveria estar entre 40 e 60%, sendo que 55% é considerada uma umidade ótima.

Por sua vez, o revolvimento do composto, ao mesmo tempo em que introduz novo ar, rico em oxigênio, libera o ar contido na leira, saturado de gás carbônico gerado pela respiração dos microrganismos. Essa renovação é importante, pois o teor de gás carbônico existente no interior da leira pode chegar a concentrações cem vezes maiores que o seu conteúdo normal no ar atmosférico. Faltando oxigênio na leira, haverá formação e acúmulo de dióxido de carbono e metano, componentes característicos da fermentação anaeróbia (KIEHL, 2002; GOMEZ e FERRER, 2006).

Se o revolvimento da pilha não resultar num aumento significativo da temperatura, considera-se que a compostagem está terminada, sem prejuízo da existência de um período mais longo de amadurecimento (cura) do composto (JIMÉNEZ e GARCIA, 1989).

A intensidade da atividade microbiológica dos microrganismos decompositores nos processos de compostagem está relacionada à diversificação e à concentração de nutrientes, dentre eles o carbono e o nitrogênio, cuja concentração e disponibilidade biológica afetam o desenvolvimento do processo, tornando esses elementos fatores limitantes na compostagem (Pereira Neto, 1996).

A relação C:N tem a proporção inicial ideal (peso em peso) freqüentemente considerada 30:1 (MAGALHÃES *et al.*, 2006; MARAGNO *et*

al., 2007; LOUREIRO *et al.*, 2007; CORRÊA, FONSECA e CORRÊA, 2007; FIORI, SCHOENHALS e FOLLADOR, 2008). Na compostagem ocorre perda de nitrogênio se a matéria-prima utilizada no preparo do composto tiver baixa relação C:N (Veras *et al.*, 2004), com liberação de N na forma de amônia, causa mal cheiro. Para alta relação C:N, a falta de N limita o crescimento microbiano prolongando o tempo de decomposição dos materiais.

O monitoramento da relação C:N durante a compostagem, permite avaliar quando o composto atingiu a semicura ou bioestabilização, relação C:N em torno de 18:1, e depois transformou-se no produto acabado ou humificado, relação em torno de 10:1 (KIEHL, 1985). Entre os parâmetros definidos pela Portaria nº1 de 4 de março de 1983 do Ministério da Agricultura (Tabela 1) está a relação C:N. O composto orgânico para ser aplicado ao solo deverá ter no máximo 18:1 de relação C:N (KIEHL, 1985). A adição de um composto de elevada relação C:N ao solo, conduz à competição pelo nitrogênio disponível, entre microrganismos e plantas, enquanto que uma relação baixa pode favorecer o desenvolvimento das plantas.

Tabela 1. Especificações do fertilizante “composto”

Garantia	Composto		
	Mínimo	Máximo	Tolerado
Matéria orgânica total	40%	---	36%
Nitrogênio total	1%	---	0,9%
Umidade	---	40%	44%
Relação C:N	---	18/1	21/1
pH	6,0	---	5,4

Fonte: Adaptado de KIEHL (1985).

De acordo com Kiehl (1985), os valores de pH abaixo de 6,0 são indesejáveis, entre 6,0 e 7,5 bons e acima de 7,5 ótimos. O pH do composto pode ser indicativo do estado de compostagem dos resíduos orgânicos. Jimenez e Garcia (1989) indicaram que durante as primeiras horas de compostagem, o pH decresce até valores de, aproximadamente 5,0 e posteriormente, aumenta gradualmente com a evolução do processo de compostagem e estabilização do composto, alcançando, finalmente, valores entre 7,0 e 8,0. Assim, valores baixos de pH são indicativos de falta de maturação devido à curta duração do processo ou à ocorrência de processos anaeróbios no interior da pilha em compostagem.

Russo (2003) considera que o processo de compostagem geralmente se inicia com pH baixo, próprio da ação das bactérias formadoras de ácidos na decomposição do material carbonáceo em ácidos orgânicos complexos. Durante o processo, o nitrogênio orgânico transforma-se em nitrogênio amídico e depois em nitrogênio amoniacal, dando à massa em decomposição um pH mais elevado, pela reação alcalina característica da amônia (NH₃) (KIEHL, 2002).

Durante o processo, quanto maior for a exposição da matéria orgânica ao oxigênio, maior será a sua velocidade de decomposição. Dessa forma, quanto menor for o tamanho da partícula, maior será a superfície de exposição ao oxigênio e, conseqüentemente, menor o tempo de compostagem (KIEHL, 1985).

2.3. Qualidade do composto

O grau de estabilização da biomassa e da maturação dos produtos obtidos por meio do processo de compostagem é, desde há muito, objeto de numerosos estudos e em geral indicam que não existe um único critério que, *per si*, permita avaliar a qualidade dos compostos (CUNHA QUEDA, 1999).

A utilização de composto na agricultura depende principalmente da sua qualidade, especialmente do conteúdo em matéria orgânica, grau de estabilidade e de maturação, concentração em nutrientes e presença ou ausência de substâncias potencialmente perigosas e indesejáveis ao ambiente (ZUCCONI *et al.*, 1981). Também têm de ser considerados outros parâmetros como, por exemplo: a concentração em metais pesados, pH, presença de patógenos, presença de materiais inertes, etc (CUNHA QUEDA, 1999).

Sabe-se que a aplicação de um composto não estabilizado pode causar imobilização microbiológica do nitrogênio do solo; pode ainda provocar um decréscimo na concentração de oxigênio, criando um ambiente redutor, capaz de aumentar a solubilidade de metais pesados. Um composto não estabilizado provoca cheiro desagradável, inibe a germinação de sementes e interfere negativamente no desenvolvimento das plantas (JOHNSON e GRAWFORD, 1993).

O fundamento do cálculo da demanda química de oxigênio (DQO) baseia-se no fato de que, na compostagem, a matéria orgânica é oxidada pelos microrganismos formando gás carbônico, água e calor, como produtos primários de seus metabolismos; o cálculo objetiva indicar a oxidação biológica ocorrida no composto, pela determinação da oxidação química em laboratório (KIEHL, 1985).

Masiani e Domeizel (1996) citam que embora vários testes tenham sido desenvolvidos para monitoramento da matéria orgânica, as variáveis que são geralmente utilizados para o monitoramento são a umidade, oxigênio, temperatura e pH. A bioestabilização e a humificação devem ser confirmadas por outras informações, tais como a Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio, relação Carbono/Nitrogênio, pH, teor de humificação, etc.

2.4. Inoculantes

Diversos materiais ou produtos são considerados inoculantes para composto, aceleradores ou bioativadores, ou ainda biodegradadores, pois cumprem com a função de levar microrganismos que auxiliam o processo de

compostagem. A biodegradação consiste na modificação físico/química, causada pela ação de microrganismos, sob certas condições de calor, umidade, luz, oxigênio, nutrientes orgânicos e minerais adequados ao processo (FRANCHETTI e MARCONATO, 2006). O biotratamento é a aplicação de tecnologia biológica para a prevenção e recuperação de ambientes poluídos. É uma tecnologia recente, mas amplamente divulgada, devido à sua capacidade de resolver os problemas ambientais. Apresenta-se como uma solução natural e eficiente para atingir os objetivos e padrões de qualidade ambiental que a legislação exige (MAGRINI, 2008).

O esterco animal pode funcionar como fonte de microrganismos e promover redução do tempo da maturação do composto (SINGH e SHARMA, 2002). O solo rico em matéria orgânica de uma mata também é citado como inoculante a ser misturado na pilha de compostagem (SÍTIO ORGÂNICO, 2012).

Para acelerar e incrementar os processos de compostagem existem produtos inoculantes à base de microrganismos benéficos que aceleram o processo de compostagem cerca de um terço até a metade do tempo normal. O resultado da compostagem é um produto final com maior homogeneidade e maior teor de elementos químicos das matérias primas originais presentes no produto final (N, P, K e principalmente os microelementos) (PORTAL Do AGRONEGÓCIO, 2010).

Os Microrganismos Eficazes (EM - sigla em inglês) são um conjunto de microrganismos que são naturalmente encontrado em plantas e solos férteis e que auxiliam a produção agrícola. Os microrganismos eficazes foram utilizados inicialmente pelos praticantes da Agricultura Natural Messiânica. Esse método agrícola, criado por Mokiti Okada em 1935, no Japão, baseia-se no fato de trabalhar o solo seguindo os princípios da natureza. Desde a década de 1980, o Dr. Teruo Higa, professor da Universidade de Ryukyus, Japão, vem desenvolvendo o EM com a finalidade de melhorar a utilização da matéria orgânica na produção agrícola e realizou experiência com EM, em várias regiões daquele país, obtendo resultados satisfatórios (PEGORER *et al.*, 1995). A utilização do EM, resultando em uma prática agrícola menos impactante para o meio ambiente e à saúde humana, se aproximou muito da Agricultura Natural criada por Mokiti Okada, sendo assim introduzida entre seus participantes que divulgaram a nova tecnologia pelo mundo.

No Brasil a empresa Korin Meio Ambiente produz o Embiotic[®], insumo apropriado para agricultura e produção orgânica, possui alta capacidade de acelerar a decomposição, diminui a produção de odores desagradáveis e necessita menos revolvimento para a aeração do composto. Além disso, ocorre a adequação da microbiota do processo de compostagem, concorrendo com microrganismos indesejáveis e permitindo que o produto final se torne estabilizado e purificado em menor tempo. Em seu conteúdo, há microrganismos com funções diferentes, dentre os quais pode-se citar as bactérias produtoras de ácido láctico e leveduras, que, através de mecanismo especial existem dentro de um mesmo meio líquido. As enzimas, as substâncias bioativas, os aminoácidos, os ácidos nucléicos, etc., produzidos

pelas diversas espécies de microrganismos, exercem, direta ou indiretamente, influência positiva no crescimento da planta (KORIN MEIO AMBIENTE, 2011).

Na Nova Zelândia, em 1994/1995, Daly e Stewart (1999) avaliaram a influência de E.M. na produção comercial orgânica de olerícolas. Os autores observaram que a pulverização de E.M. (10 L ha⁻¹) com adição de melaço (10 L ha⁻¹) por três vezes em cebola, duas vezes em ervilha e sete vezes em milho doce, proporcionou aumento de produção de 29%, 31% e 23%, respectivamente. Além disso, observaram aumento na altura das plantas de cebola em 76%.

Entretanto, inúmeros inoculantes testados pelos mais variados autores e em diferentes situações não tiveram respostas positivas. Kiehl (1985) afirma que pesquisas realizadas em diversos países já demonstraram a inoperância desses “produtos milagrosos” quando aplicados em diversos resíduos. Acontece que microrganismos indígenas existentes nesses materiais são em quantidade e qualidade suficientes para produzir a decomposição desde que lhes proporcione condições adequadas à fermentação.

De acordo com Pereira Neto (1996), os resíduos domésticos contêm uma população microbiana composta por bactérias, fungos, actinomicetes, protozoários, algas, vermes, nematóides, insetos e suas larvas, capazes de realizar o processo de degradação sem a necessidade de adição de novas floras. O número de microrganismos existentes em uma massa com boas condições de fermentação raramente é um fator limitante. Tais materiais ou já os tem em quantidade suficiente para iniciar a multiplicação, ou acabam recebendo-os do próprio meio ambiente. Em condições favoráveis, os organismos indígenas multiplicam-se rapidamente, sobrepondo os oriundos de cultura pura, mais exigentes em qualidade e quantidade de macro e micronutrientes, de fontes de energia, da reação do meio, etc (KIEHL, 1985).

A matéria orgânica contida no composto, quando adicionada ao solo como fertilizante, atua diretamente na vida do solo, constituindo fonte de energia e de nutrientes para os organismos que participam do seu ciclo biológico (KIEHL, 1998).

A matéria orgânica do solo e dos resíduos, do ponto de vista estritamente teórico, pode ser dividida em dois grandes compartimentos. O primeiro é composto pela fração não-humificada, representada pelos restos vegetais e animais pouco decompostos e pelos compostos orgânicos com categoria bioquímica definida (proteínas, açúcares, ceras, graxas, resinas). O outro é o compartimento formado pelas substâncias humificadas. As substâncias húmicas são produto da intensa transformação dos resíduos orgânicos pela biomassa e polimerização dos compostos orgânicos (principalmente através de reações de condensação, demetilação e oxidação) até macromoléculas resistentes a degradação biológica (SANTOS e CAMARGO, 1999).

O composto orgânico tem vários usos na agricultura, florestação, horticultura, combate à erosão e na recuperação de solos degradados. Como corretivo de solos pobres, na recuperação de taludes degradados de estradas e no combate à erosão, tem sido utilizado com bons resultados, designadamente com o rápido recobrimento vegetal e boa aderência em zonas inclinadas (PEREIRA NETO, 1987).

Stevenson (1982) e Monteiro (1999) relatam que, dentre os benefícios e vantagens da utilização do composto orgânico, merecem destaque: a) melhora da estrutura do solo, tornando-o poroso e agregando suas partículas que se transformam em grânulos; b) incremento de 20 a 70% na capacidade de troca catiônica (CTC) do solo; c) aumento da capacidade de absorção e armazenamento de água no solo; d) redução da erosão, evitando o deslocamento violento de água e amortecendo o impacto das gotas de chuva na superfície dos solos; e) aumento da estabilidade do pH do solo; f) aumento da retenção dos macronutrientes, impedindo seu arraste pela chuva; g) fornecimento de nutrientes às plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio, quantidade total em torno de 6% de seu peso; h) aumento da aeração do solo, necessária à oxigenação das raízes; i) melhora da drenagem de água no solo; j) aumento da retenção do nitrogênio no solo; k) estímulo à vida microbiana, aumentando a homeostase do solo, reduzindo o risco de pragas e doenças; l) dentre outras não citadas.

2.5. Uso de resíduo orgânico no cultivo de olerícolas

No modelo de produção mais usual atualmente, a quantidade de energia investida na produção de alimentos muitas vezes tem sido maior do que o retorno conseguido em valor energético dos produtos, proporcionando baixa eficiência e balanço negativo (PIMENTEL *et al.*, 1990; GLIESSMAN, 2000). A agricultura orgânica tem se destacado por sua eficiência energética e qualidade dos alimentos produzidos à base de adubos orgânicos.

Segundo Salgado *et al.* (1998), as hortaliças em sua maioria, necessitam de grandes quantidades de nutrientes devido a seus ciclos curtos. Sabe-se que o uso de matéria orgânica influencia positivamente na germinação e enraizamento de oleráceas. A disponibilidade de composto orgânico próximo ao sistema radicular das plantas é um aspecto desejável. A matéria orgânica no solo estimula o crescimento e a absorção de nutrientes pela planta (NEGRINI e MELO, 2007).

Os fertilizantes nitrogenados orgânicos contendo a maior parte do N na forma de aminoácidos e proteínas têm a vantagem de disponibilizar gradualmente o nitrogênio às plantas, minimizando as perdas por lixiviação, e, ainda evitam a salinização e aumentam a condutividade elétrica. A maior parte deles também não aumenta a acidez do solo, já que tem seu pH próximo à neutralidade ou até maior a 7,0. Os fertilizantes orgânicos em geral, bem decompostos ou humificados favorecem ainda o equilíbrio microbológico no solo, colaborando indiretamente para o controle de algumas pragas e doenças, como aquelas causadas pelos nematóides (KIEHL, 1985).

A matéria orgânica quando adicionada ao solo na forma de adubo orgânico, de acordo com o grau de decomposição dos resíduos, pode ter efeito imediato no solo, ou efeito residual, por meio de um processo mais lento de decomposição e liberação de nutrientes (VIDIGAL *et al.*, 1995; SANTOS *et al.*, 2001). A fitotoxicidade varia ao longo do processo de compostagem, e estando a sua ausência correlacionada com os graus de estabilização e de maturação

alcançados pelos compostos, a sua determinação no produto final é muito importante para a avaliação da potencial utilização dos compostos sem efeitos negativos, quer na germinação das sementes, quer no crescimento e desenvolvimento das plantas (CUNHA QUEDA, 1999). A adubação orgânica, além de incrementar a produtividade, também proporciona a obtenção de plantas com características qualitativas distintas das cultivadas exclusivamente com adubos minerais (SANTOS *et al.*, 1994).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado um ensaio de produção de composto orgânico por meio da compostagem, conduzido no sítio Terra Estrela no município de Várzea Grande/MT, em 2011. No ensaio da compostagem utilizou-se um delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x2, sendo dois tipos de resíduos de alta relação C:N (folhas secas e bagaço de cana) e dois níveis de bioativação (sem inoculação e com Embiotic®). Cada um dos quatro tratamentos (Tabela 2) teve quatro repetições, sendo que cada pilha de compostagem correspondeu a uma parcela experimental totalizando 16 parcelas.

TABELA 2. Descrição dos tratamentos do experimento compostagem

Tratamentos	Material de Baixa C:N	Material de Alta C:N	Níveis de Bioativação
1	Frutas e Verduras	Bagaço de cana	Sem Embiotic®
2	Frutas e Verduras	Bagaço de cana	Com Embiotic®
3	Frutas e Verduras	Folhas secas	Sem Embiotic®
4	Frutas e Verduras	Folhas secas	Com Embiotic®

Fonte: Elaboração própria.

Para inoculação do composto utilizou-se o produto comercial Embiotic® conforme recomendação do fabricante. O produto foi ativado por meio da diluição do inóculo concentrado (10%) em água (80%) e melaço de cana (10%). A mistura foi homogeneizada e mantida em bombona lacrada, acondicionada em local protegido do sol por um período de sete dias. Nesse período abria-se a tampa da bombona para liberação dos gases e em seguida fechava-se novamente. Aplicou-se 20 litros do Embiotic® ativado por pilhas de compostagem, no início do processo.

Foram utilizadas folhas secas oriundas de varreção do próprio sítio onde foi realizada a compostagem, de árvores diversas do ecossistema Cerradão. O bagaço de cana foi doado por uma usina sucroalcooleira da região. Os resíduos de frutas, verduras e legumes (FVL) foram coletados na Feira Atacadista de Cuiabá, conhecida como Verdão. Até o momento da pesquisa todos os resíduos retirados da feira eram misturados (materiais decomponíveis, plásticos, caixas de madeira, etc.) e coletados por trator de

esteira para ser levado ao aterro sanitário de Cuiabá. Dessa maneira foi necessário contratar caçambas botá-fora e realizar acompanhamento para coleta seletiva do material para compostagem. Em apenas uma manhã era possível encher uma caçamba de 5m³.

No processo de compostagem foi empregado o método de reviramento ou “windrow”, considerado simples e eficiente para a estabilização do material orgânico (KIEHL, 1985). Foram confeccionadas dezesseis leiras de compostagem. As pilhas foram instaladas sob um galpão para evitar a interferência da chuva. A base de solo compactado evitou a incorporação de terra durante os reviramentos e também a visualização de possíveis excessos de umidade, pois a água escorreria devido à impermeabilização do solo.

Para montagem das leiras utilizou-se uma estrutura de madeira nas dimensões de 1m x 1m de base com 0,8m de altura, com intuito de auxiliar o empilhamento do material e padronização do volume, necessário para atingir a altura desejada das pilhas para o tipo de resíduo utilizado. As pilhas foram montadas em camadas com volume de 100 litros cada, intercalando-se o material de alta relação C:N com os resíduos de FVL. A primeira camada foi de material fibroso para facilitar a entrada de ar na parte inferior da pilha. Após colocada cada camada de material fibroso procedia-se à irrigação do material. Para manter a umidade e proteger a pilha de vetores após a última camada ser colocada cobriu-se com uma porção do material fibroso. Dessa maneira, as pilhas foram padronizadas com volume inicial de 0,8 m³. No primeiro revolvimento procedeu-se a incorporação de 20 litros do Embiotic[®] ativado por pilha nas leiras dos tratamentos 2 e 4.

O tamanho da pilha mostrou-se adequado no início do processo, porém, devido às características dos resíduos utilizados observou-se redução de volume de cerca de 50% nos primeiros 17 dias de compostagem. Dessa foram acrescentados mais 400 litros de resíduos de FVL em cada pilha, sendo incorporados na forma de camadas intercaladas com o material antigo. Nessa ocasião, as pilhas já haviam apresentado redução de 50% do volume inicial, voltando a ter, após acréscimo, o volume de 0,8 m³. Conforme EMBRAPA (2004), para fins experimentais recomenda-se a montagem de pilhas com o volume mínimo de 1,5 m³ para que após o período de decomposição inicial a pilha continue apresentando um volume superior a 0,7 m³, o que parece ser um volume adequado para simular a compostagem em pilhas de tamanho comercial.

Como monitoramento, adotou-se revolvimento manual com auxílio de pás e enxadas, uma vez por semana até a nona semana, sendo revirado os montes novamente somente aos 77 dias do início do processo por ocasião da retirada de uma alíquota de composto de cada monte para a instalação do Ensaio II.

Quando necessário, promoveu-se a elevação da umidade com adição de água, ressaltando-se que não houve a formação de chorume. A umidade foi determinada pelo teste-da-mão conforme EMBRAPA (2007), em três pontos para cada leira, na parte inferior, mediana e do topo. Esse teste, prático para o agricultor, consiste em pegar com a mão um pouco de material do interior da leira e comprimi-lo com força. O ponto ideal da umidade é quando a água começa a verter entre os dedos, sem escorrer, indicando que o material está

com umidade em torno de 60%. Outra maneira utilizada para verificação da umidade foi observar nos reviramentos se havia um mofo branco em alguns locais do monte.

As determinações de temperatura foram efetuadas duas vezes por semana até a 4ª semana do início do processo. Após esse período as determinações foram semanais, sempre antes do revolvimento, utilizando-se de termômetro de mercúrio, sendo introduzido na parte central da leira em dois pontos, considerando-se sempre a temperatura mais alta. Após a nona semana do início do processo, quando cessou o revolvimento das leiras, continuou-se a determinação semanal da temperatura até o término do experimento.

A coleta de amostras dos resíduos brutos foi feita antes do início da compostagem. A amostra composta foi resultante de diversas sub-amostras coletadas aleatoriamente nas pilhas de cada material. Essas foram quarteadas até aproximadamente 1 quilo, sendo pesadas no laboratório para determinação da umidade, colocadas estufa a 65°C durante 48 horas, pesadas novamente e trituradas em moinho para determinações químicas (Tabela 3).

Durante a compostagem foram retiradas amostras compostas das pilhas aos 17, 45, 70 e 90 dias do início do processo. No laboratório eram secas em estufa e posteriormente trituradas. A umidade dos materiais brutos foi determinada a 65°C (LANARV, 1988).

As análises químicas foram feitas no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade Federal de Mato Grosso, conforme EMBRAPA (1999), sendo o pH determinado em água na proporção 1:2,5; o Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al) foram extraídos por KCl 1 mol L⁻¹ e determinados por titulometria; a acidez potencial (H+Al) foi extraída com solução de acetato de cálcio e titulada com solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹; o Fósforo (P) e Potássio (K) foram extraídos com solução de Mehlich 1, sendo o P determinado por fotolorimetria e o K por fotometria de emissão de chama.

TABELA 3. Médias do carbono (%), nitrogênio (%), relação C:N, pH (H₂O, 1:2,5), demanda química de oxigênio (mg/g), umidade (%), massa/pilha (Kg) das pilhas de compostagem dos tratamentos com bagaço de cana (T1 e T2) e com folha (T3 e T4) na montagem das leiras de compostagem.

	C (%)	N (%)	C:N	pH	Umidade (%)	Peso/pilha (kg)
FVL	30,64	2,18	14	6,65	82,13	247
Bagaço	33,3	0,49	67	6,31	57,06	88
Folhas	41,8	1,31	32	5,83	13,68	36

Fonte: Elaboração própria.

O carbono orgânico total foi determinado por oxidação a 1200°C em aparelho Total Organic Carbon Analyser, TOC-V (SEGNINI et al., 2008) e o nitrogênio total (NT) foi pelo método Kjeldahl (EMBRAPA, 1999). A demanda química de oxigênio foi determinada conforme Kiehl (1985):

$$\text{DQO mg/g} = \text{C org \%} \times 26,66 \quad (\text{Eq 1}), \text{ onde:}$$

DQO = demanda química de oxigênio (mg/g); C org = carbono orgânico (%).

Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade utilizando-se do programa Statistica 8.0. Nos gráficos os tratamentos foram comparados considerando-se o intervalo de confiança.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apesar da elevada umidade dos materiais dos resíduos de FVL no início do processo, observou-se alguma dificuldade no umedecimento das folhas secas uma vez que estas apresentavam propriedades hidrofóbicas.

A variação de temperatura dos quatro tratamentos ao longo do período de compostagem está apresentada na Figura 1. Para a variável temperatura somente aos 10 dias do início do processo a inoculação foi significativamente maior dentro dos grupos podendo ter propiciado maior sanitização do material em compostagem. Até os 17 dias, a temperatura foi significativamente maior no grupo dos tratamentos com bagaço em relação ao grupo com folhas, após esse período até o final do processo não houve diferenças entre os grupos. Esse comportamento pode estar relacionado com maior biodisponibilidade do carbono das pilhas com bagaço, fornecendo mais energia para a biomassa microbiana e conseqüente liberação de calor em função de reações exotérmicas associadas ao metabolismo (KIEHL, 2002).

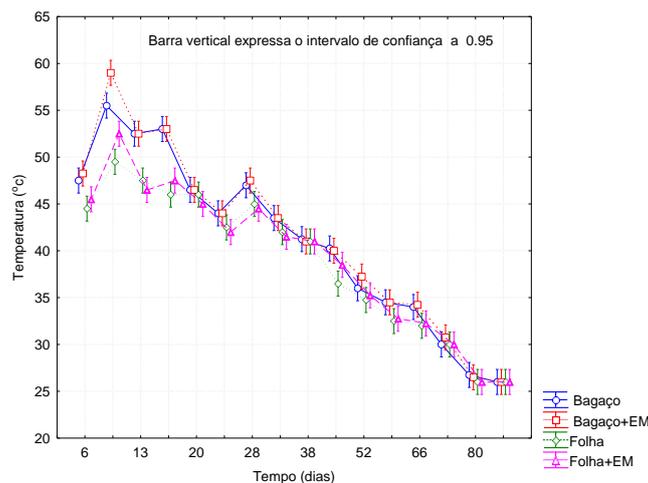


FIGURA 1. Médias de temperatura das pilhas de compostagem dos quatro tratamentos do início ao fim do processo

Fonte: Elaborado pelo autor

Quando o processo de compostagem ocorre normalmente, pode-se estabelecer uma relação aproximada entre a temperatura e o grau de decomposição dos resíduos orgânicos. Considera-se que após a fase termófila o composto deve estar semicurado ou bioestabilizado e, após a nova fase mesófila, quando esfriar, estará completamente estabilizado ou humificado (KIEHL, 1985).

A manutenção de temperaturas termofílicas (45-65°C) controladas, na fase de degradação ativa é um dos requisitos básicos, uma vez que somente por meio desse controle é que se pode conseguir o aumento da eficiência do processo, ou seja, o aumento da velocidade de degradação e a eliminação dos microrganismos patogênicos. Na Figura 1 pode-se observar que as leiras apresentam temperaturas variando entre 45 e 55°C nas primeiras quatro semanas (fase ativa). Em termos biológicos, os limites de operação da temperatura podem ser classificados como: > 55°C para a maximização da sanitização; 45 - 55°C para a maximização da taxa de biodegradação e entre 35 - 45°C para maximizar a diversidade microbiana (HASSEN, BELGUTH e JEDIDI, 2001). A partir dos 60 dias do início do processo a temperatura manteve-se abaixo dos 35°C, próxima a do ambiente, indicando a bioestabilização completa dos compostos.

Ocorrem rápidas alterações na matéria orgânica nos primeiros 40 dias de compostagem, a chamada fase bioxidativa - fase de maior atividade microbiana (KIEHL, 1985). Esse experimento apresentou comportamento semelhante em todos os compostos, considerando o acréscimo de resíduos frescos aos 17 dias, sendo a redução do C (Figura 2) mais expressiva até os 70 dias, não diferindo até o final do processo, com taxa inferior de mineralização da matéria orgânica ao restarem só os constituintes mais resistentes à decomposição. A variável C% não diferiu nos grupos dos tratamentos folha e bagaço dentro de um mesmo período, sendo a inoculação indiferente nesse caso.

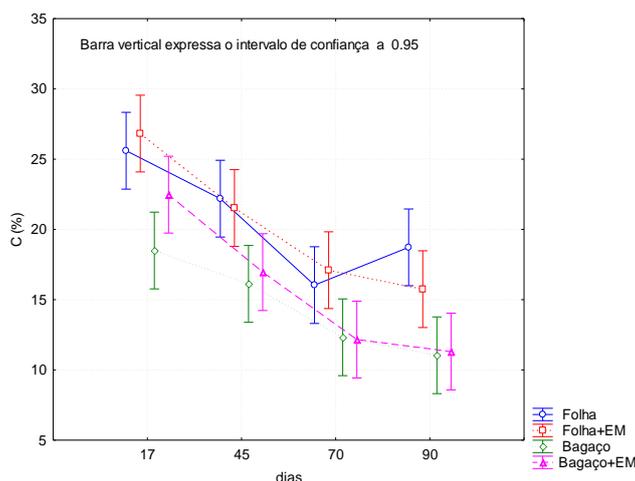


FIGURA 2. Variação do carbono (C%) dos quatro tratamentos no processo de compostagem

Fonte: Elaborado pelo autor

As regressões do C com a temperatura (Figura 3) e do N com temperatura (Figura 4) apresentam maiores teores coincidindo com as

temperaturas mais elevadas no início do processo decrescendo com a queda de temperatura, pois a população termófila é extremamente ativa, provocando intensa e rápida degradação da matéria orgânica e maior elevação da temperatura. Após essa fase a maioria das moléculas facilmente biodegradáveis foi transformada, a atividade biológica global se reduz de maneira significativa acompanhada por redução da temperatura das leiras.

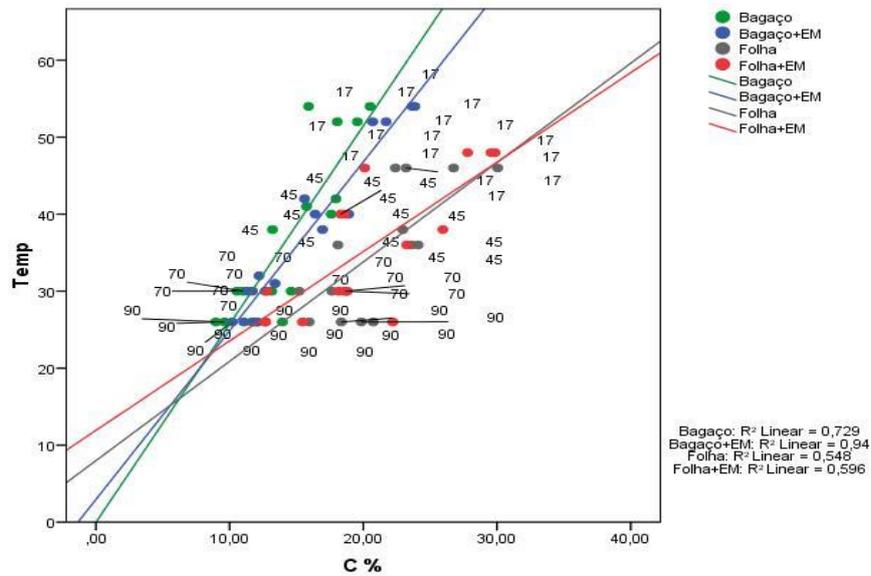


FIGURA 3. Regressão temperatura (Temp) e carbono (C%) dos quatro tratamentos aos 17, 45, 70 e 90 dias do processo de compostagem
 Fonte: Elaborado pelo autor

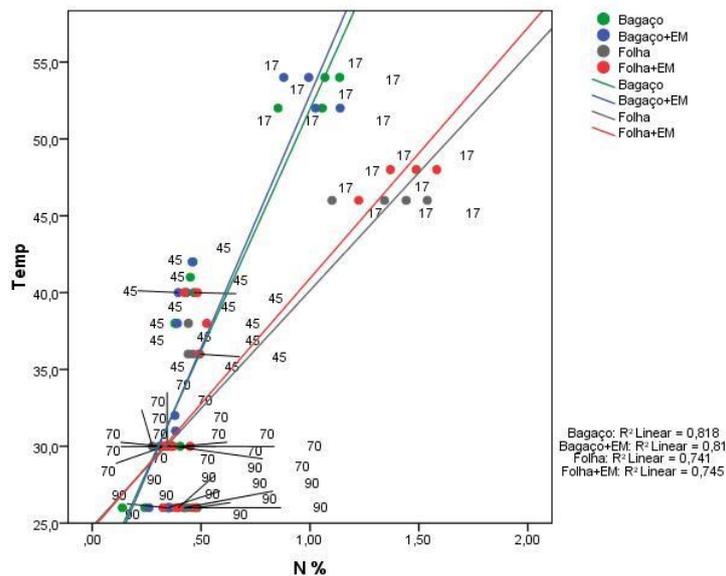


FIGURA 4. Regressão temperatura (Temp) e nitrogênio (N%) dos quatro tratamentos aos 17, 45, 70 e 90 dias do processo de compostagem
 Fonte: Elaborado pelo autor

É possível haver perda de nitrogênio se a matéria-prima utilizada no preparo do composto possuir baixa relação C:N. No presente trabalho, a perda do nitrogênio (Figura 5) pode ser atribuída também a esse fator. Após a retirada das amostras aos 17 dias foram acrescentadas em todas as leiras mais 400 L de resíduos de FVL baixando mais ainda a relação C:N. Após a adição do material cru os valores da relação C:N aos 17 dias eram de 16/1, 19/1, 17/1 e 17/1, respectivamente, nas pilhas dos tratamentos Bagaço, Bagaço+EM, Folha e Folha+EM. Eghball, Power e Gilley (1997) e Tiquia e Tam (2000) em suas revisões relataram que as perdas de N ocorrem entre 21% e 77%. Raviv *et al.* (2004) relataram perdas semelhantes (16%-74%), e concluíram que a maioria das perdas de N era causada pela volatilização de NH₃. As perdas totais de N nesse experimento foram de 89,17%, 86,46%, 87,67% e 87,95%, respectivamente nas pilhas dos tratamentos Bagaço, Bagaço+EM, Folha e Folha+EM. Aos 45 dias já havia ocorrido perda significativa de N com relação ao início do processo não diferindo mais em todos os tratamentos até os 90 dias.

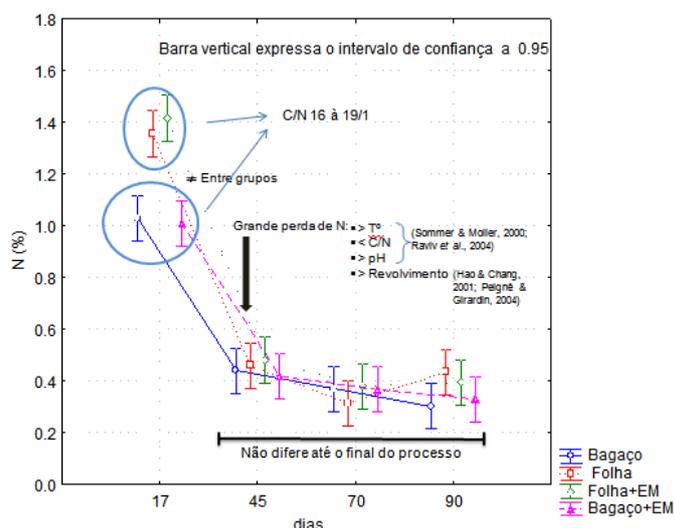


FIGURA 5. Variação do nitrogênio (N%) dos quatro tratamentos no processo de compostagem

Fonte: Elaborado pelo autor

As perdas de N durante o processo de compostagem aumentam com a temperatura e a intensidade com que se realizam as trocas gasosas com o exterior, com a diminuição da relação C:N e com o aumento do pH (SOMMER e MOLLER, 2000; RAVIV *et al.*, 2004). O reviramento semanal podem não ter sido adequado por se tratar de pilhas de pequeno volume intensificando as trocas gasosas, confirmando a hipótese referida por outros autores das perdas de N aumentarem com o revolvimento (HAO e CHANG, 2001; PEIGNÉ e GIRARDIN, 2004). A amostragem realizada aos 45 dias tem um pico nos valores do pH (Figura 7) coincidindo com a grande diminuição dos valores de N. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), o valor de pH não deveria exceder a 8,5 para minimizar as perdas de NH₃, fato que aconteceu nesse período.

A variação da relação C:N dos quatro tratamentos ao longo do período de compostagem está ilustrada na Figura 6. Nesse experimento essa variável tem comportamento inverso ao esperado no processo de compostagem aumentando com o tempo. Por ser uma razão entre duas variáveis deve-se avaliar o comportamento de ambas ao longo do processo para entendê-la. O C e o N decrescem com o tempo como esperado, contudo as perdas de N são proporcionalmente maiores, aumentando a relação entre os dois elementos. A relação C:N tem aumento aos 45 dias, coincidindo com o período da acentuada perda de N. Após 45 dias, as diferenças dentro dos tratamentos não são significativas. Aos 90 dias, todos os tratamentos têm relação C:N semelhante.

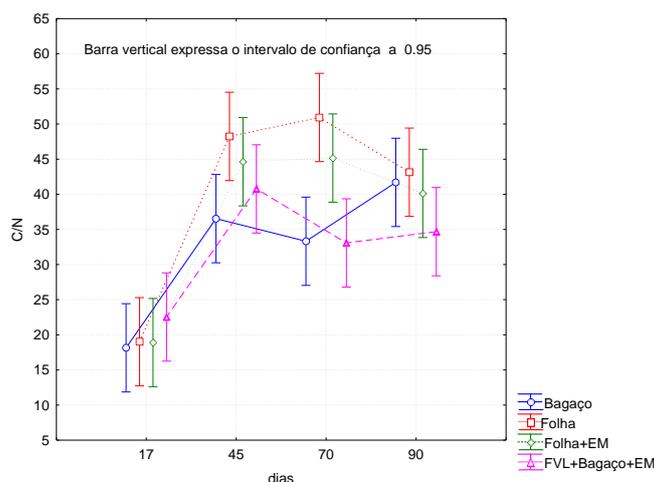


FIGURA 6. Variação da relação C:N dos quatro tratamentos no processo de compostagem

Fonte: Elaborado pelo autor

A Figura 7 ilustra o comportamento do pH nos quatro tratamentos durante o experimento. De maneira geral, o pH que iniciou com o material cru em torno de 6,0, tornou-se elevado, com valores máximos de 8,5 a 9,5 aos 45 dias, quando então teve redução, estabilizando-se entre 7,0 e 8,5. Segundo Kiehl (1985), o pH fornece boa informação sobre o estado de decomposição da matéria orgânica que foi submetida a um processo de fermentação. Para efeito de interpretação prática, no processo de compostagem, considera-se que matéria-prima crua tem reação ácida; quando neutra ou quase neutra, indica que o composto está bioestabilizado; o composto humificado apresentará, obrigatoriamente, reação alcalina.

Pode-se dizer que o pH do experimento comportou-se conforme relatado por Kiehl (2002). O autor explica que em compostagem de grande escala o pH inicia-se baixo, tornando-se alcalino atingindo valores próximos a 9,0. Ele permanece nesse nível enquanto houver nitrogênio amoniacal, baixando um pouco em seguida, quando este passar para a forma de nitrato. Não houve efeito significativo da inoculação dentro dos grupos dos tratamentos com folhas (Folha, Folha+EM) ou bagaço (Bagaço, Bagaço+EM). Houve diferenças entre os dois grupos em todos os tempos ao longo do processo.

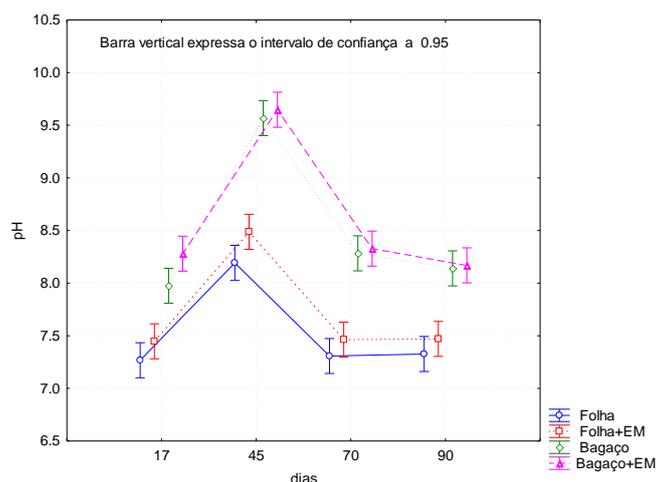


FIGURA 7. Variação do pH dos quatro tratamentos no processo de compostagem
 Fonte: Elaborado pelo autor

Segundo Kiehl (1985) o valor inicial da DQO no início da compostagem situa-se em torno de 900 mg/g, sendo que abaixo de 700 mg/g o composto já pode ser utilizado. O valor inicial da DQO dos resíduos crus dos tratamentos com bagaço e folhas foram respectivamente de 852,32 mg/g e 965,63 mg/g. Villani e Pereira Neto (1993) obtiveram um valor de DQO inicial de 796 mg/g e valores finais entre 390 e 455 mg/g, a depender da leira estudada. Houve um decréscimo até o final do processo como previsto pela literatura (Figura 8). Usando como critério a DQO os compostos com bagaço já poderiam ser utilizados aos 17 dias e os com folhas já seriam seguros para uso com 45 dias do início do processo. Não houve diferença de inoculação em nenhum tempo.

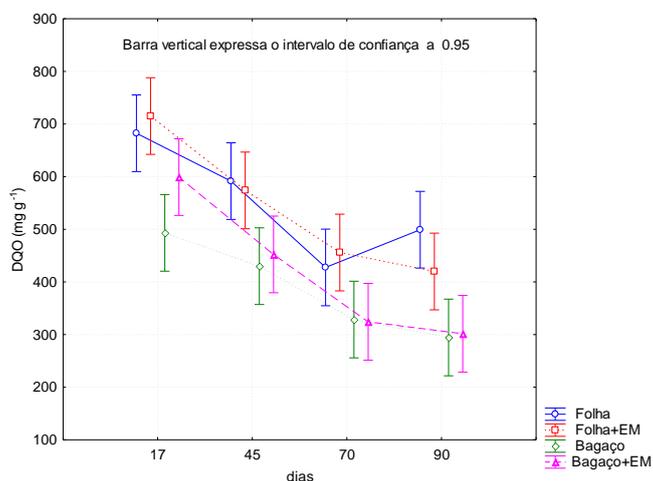


FIGURA 8. Variação da demanda química de oxigênio (DQO) dos quatro tratamentos no processo de compostagem
 Fonte: Elaborado pelo autor

Para as variáveis N, P, K, Mg, Ca, Zn, Cu, Fe, Mn, massa seca, pH, relação C:N e DQO, pode-se observar semelhança estatística dentro de dois grupos de tratamentos, um grupo dos tratamentos com bagaço (Bagaço, Bagaço+EM) e outro dos tratamentos com folha (Folha, Folha+EM), indicando

que a inoculação com o EM não alterou os valores de forma significativa para as condições deste estudo.

De acordo com Pereira Neto (1996), os resíduos domésticos contêm uma população microbiana composta por bactérias, fungos, actinomicetes, protozoários, algas, vermes, nematóides, insetos e suas larvas, capazes de degradá-los sem adição de novas floras, corroborando com os resultados das análises químicas desse experimento.

O número de microrganismos existentes em uma massa com boas condições de fermentação raramente é um fator limitante, tais materiais ou já os tem em quantidade suficiente para iniciar a multiplicação ou acabam recebendo-os do próprio meio ambiente, sendo que em condições favoráveis os organismos indígenas multiplicam-se rapidamente, sobrepondo os oriundos de cultura pura, mais exigentes em qualidade e quantidade de macro e micronutrientes, de fontes de energia, da reação do meio (KIEHL, 1985). Em trabalho testando a aceleração da decomposição de folhas de limoeiro como medida auxiliar no controle da mancha preta dos frutos cítricos, o Embiotic® teve alta eficiência na taxa de degradação da celulose (BELLOTTE *et. al.*, 2009), indicando que resíduos pobres em microrganismos podem se beneficiar com a inoculação.

5. CONCLUSÕES

Para as condições desta pesquisa e com os resíduos utilizados, o inoculante biológico não acelerou o processo de compostagem e proporcionou a produção de compostos semelhantes quanto a qualidade química. A relação C:N nem sempre serve como referência para avaliação da qualidade dos compostos. A temperatura e a DQO foram os melhores indicadores no processo de compostagem dos materiais testados neste estudo.

Independente do material utilizado, após 80 dias, os compostos apresentaram temperatura constante, atestando sua maturidade. Pilhas de compostagem pequenas como as utilizadas neste experimento devem ser menos revolvidas para evitar grande perda de N. Conclui-se que, apesar do inoculante não acelerar o processo de transformação dos resíduos em insumo agrícola, há amplo espaço para elevar as taxas de reciclagem de resíduos orgânicos em Cuiabá e Várzea Grande para produção de composto para adubação, conforme salienta a proposta de Herman Daly (1991) de considerar resíduos como transumos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLGANER, K.; DE PAOLI, M. A.; SPINACÉ, M. A. S. **Gerenciamento de resíduos sólidos em unidade de posto revendedor de combustíveis**. Campinas: UNICAMP, 2006.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 10004, 2010.

BELLOTTE, J. A. M.; KUPPER, K. C.; RINALDO, D.; SOUZA, A.; PEREIRA, F.; GOES, A. **Acceleration of the decomposition of Sicilian lemon leaves as an auxiliary measure in the control of citrus black spot.** Tropical Plant Pathology, vol.34, p.071-076, 2009.

BIDLINGMAIER, I. W. **Quality-testing of waste sewage sludge composts.** Acta Hort, v.172, p.99-116, 1985.

BLEY JÚNIOR, C. **Usinas de lixo no Brasil:Gerenciamento Atual e Perspectivas.** Revista Limpeza Pública, São Paulo: ABLP, n.40, p.11-19, 1993.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Definição de compostagem.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/item/7594-compostagem>. Acesso em 10 de janeiro de 2012.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CORRÊA, R.S.; FONSECA, Y.M.F.; CORRÊA, A.S. **Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, v.11, n.4, p.420-426, 2007.

CUNHA QUEDA, A.C.F. **Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis.** 1999. 257p. Tese (Doutorado em Engenharia Agro-Industrial) – Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, 1999.

DALY, H.E. **A economia ecológica e o desenvolvimento sustentável.** In textos para debate 34. Desktop Publicações Ltda. Rio de Janeiro, 1991.

_____. **Políticas para o desenvolvimento sustentável.** In: CAVALCANTI, Clóvis (Org.). Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas. 4.ed. São Paulo: Cortez, 2002.

_____. **Ecological economics and sustainable development: selected essays of Herman Daly.** Cheltenham: Edward Elgar Publishing. 2007. p 1-11.

DALY, M.J., STEWART, D.P.C. **Influence of “effective microorganisms” (EM) on vegetable production and carbon mineralization - a preliminar investigation.** Jornal Sustainable Agriculture, v.14, n.2-3, p.15-25, 1999.

DOMINGOS, H.A. **Economia dos reciclados: uma análise do mercado de resíduos sólidos no aglomerado urbano Cuiabá/Várzea Grande.** (Dissertação de Mestrado em Agronegócios e Desenvolvimento Regional). Cuiabá (MT): Faculdade de Economia/UFMT, 2011.

EGHBALL, B.; POWER, J.F.; GILLEY, J.E. et al. **Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure.** J. Environ. Qual, v.26, p.189- 193, 1997.

EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999. 412p.

_____. **Produção de adubos orgânicos a partir da compostagem dos resíduos da manutenção da área gramada do Aeroporto Internacional do**

Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2004. Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento; n. 50. 21p.

_____. **Circular técnica 46**. 1ª edição. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2007.

FIESP/CIESP. **Ampliação da oferta de energia através da biomassa**. São Paulo, 2006. Disponível em <<http://www.fiesp.com.br/publicacoes/>>. Acesso em: 25 ago. 2010.

FIORI, M.G.S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F.A.C. **Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia**. Engenharia Ambiental, v.5, n.3, p.178-191, 2008.

FRANCHETTI, S. M. M.; MARCONATO, J. C. **Polímeros Biodegradáveis – Uma Solução Parcial para Diminuir a Quantidade dos Resíduos Plásticos**. Química Nova. Rio Claro, v.29, n.4, p.811-816, 2006.

GLIESSMAN, S. **Agroecologia: Processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2000. 653p.

GOLUEKE, C. G. **Biological reclamation of soil wastes**. Emmaus: Rodale Press, 1977, p.137-142.

GOMEZ, R. B.; FERRER, A. S. **The use of respiration indices in the composting process: A Review**. Waste Management e Research, v.24, n.1, p.37-47, 2006.

HAO, X.; CHANG, C. **Gaseous NO, NO₂, and NH₃ loss during cattle feedlot manure composting**. Phyton-Annales Rei Botanicae, v.41, p.81-93, 2001.

HASSEN, A.; BELGUITH, K.; JEDIDI, N.; et al. **Microbial characterization during composting of municipal solid waste**. Barking, Bioresource Technology, v.80. p.217-25, 2001.

HELLMANN, B.; ZELLES, L.; PALOJARVI, A. et al. **Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-windrow composting**. Appl. Environ. Microbiol., v.63, p.1011-1018, 1997.

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2001.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas). **Levantamento sistemático da produção agrícola**. Abril, 2011. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/Agropecuaria/lspa/lspa_2_01104_5.shtm>. Acesso em: 13 mai. 2011.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas). **Lixo Municipal: Manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 180p.

JIMÉNEZ, E. I.; GARCIA, V. P. **Evaluation of city refuse compost maturity: A review**. Biol. Wastes, v.27, p.115-142, 1989.

JOHNSON, G.E.; GRAWFORD, S.L. **Evaluation compost quality**. Resource Recycling, p.50-54, 1993.

- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres, 1985. 492p.
- KIEHL, E. J. **Manual da compostagem: maturação e qualidade do composto**. Editado pelo autor. Piracicaba, São Paulo, 2002.
- LANARV. **Laboratório Nacional de Referência Vegetal**. Análise de Corretivos, fertilizantes e Inoculantes: Métodos Oficiais, 1988. 103p.
- LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E.; et al. **Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico**. Pesquisa agropecuária brasileira, v.42, n.7, p.1043-1048, 2007.
- MAGALHÃES, M. A. D.; MATOS, A. T. D.; DENÍCULI, W.; et al. **Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, v.10, n.2, p.466-471, 2006.
- MAGRINI, F. E. **Avaliação microbiológica, macro e micronutrientes de diferentes fases de maturação do biofertilizante bokashi**. Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul, 2008.
- MARAGNO, E. S.; TROMBIN, D. F.; VIANA, E. **O uso da serragem no processo de minicompostagem**. Engenharia Sanitária Ambiental, v.12, n.4, p.355-360, 2007.
- MASIANI e DOMEIZEL. **Quality of Composts: Organic Matter Stabilization and Trace Metal Contamination**. In: THE SCIENCE OF COMPOSTING - EUROPEAN COMMISSION INTERNATIONAL SYMPOSIUM, BLACKIE ACADEMIC e PROFESSIONAL. Anais...England, 1996. v.1, p.185-193.
- MATOS, A. T.; VIDIGAL, S. M.; SEDIYAMA, M. A.; et al. **Compostagem de alguns resíduos orgânicos, utilizando-se águas residuárias da suinocultura como fonte de nutrientes**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, v.2, n.2, p.199-203, 1998.
- MÉLO FILHO, B.; CORRÊA, R. S. **O Valor Econômico e Social do Lixo de Brasília**. In: I SIMPÓSIO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DO CENTRO OESTE, 2006. Anais... Brasília: Abes/DF, 2006.
- MONTEIRO, J. H. R. COMPOSTAGEM. 1999. Disponível em <<http://www.resol.com.br.1999>>. Acesso em: 14 abr. 2010.
- MYERS, R.J.K. **Temperature effects on ammonification and nitrification in a tropical soil**. Soil Biol. Biochem, v.7, p83-98, 1975.
- NEGRINI, A.C.A.; MELO, P.C.T. **Efeito de diferentes compostos e dosagens na produção de cenoura (Daucus carota L.) em cultivo orgânico**. Revista Brasileira de Agroecologia, v.2, n.1, p.1036-1039, 2007.
- PEREIRA NETO, J. T. - **On the treatment of municipal refuse and sewage sludge using aerated static pile composting: a low technology approach**. 1987. 376 p. Tese PhD - The University of Leeds, UK.
- PEREIRA NETO, J. T. **Um Sistema de Compostagem, de baixo custo, de lixo urbano para países em desenvolvimento**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1995. 16 p.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996.

PEGORER, A. P. R.; FRANCH, C.M.C.; FRANCH, J.L.; et al. **Informações sobre o uso do E.M.** (Microorganismos Eficazes) – Apostila. Rio de Janeiro: Agricultura Natural Messiânica - Fundação Mokiti Okada, 1995. 14p.

PEIGNÉ, J.; GIRARDIN, P. **Environmental impacts on farm scale composting practices**. Water, Air Soil Poll., v.153, p45-68, 2004.

PIMENTEL, D.; DAZHONG, W; GIAMPIETRO, M. **Technological changes in energy use in U.S. Agricultural Production**. In: GLIESSMAN, S. Agroecology: Researching the ecological basis for sustainable agriculture. New York: Springer- Verlag, 1990. p. 305-321.

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei Nº 12.305, Presidência da República, 2010.

PORTAL do Agronegócio. Biodegradação da Compostagem. Disponível em <http://www.portaldoagronegocio.com.br/conteudo>. Acesso em: 14 mar. 2010.

PORTAL Brasil. **Resíduos Sólidos**. Disponível em <<http://www.brasil.gov.br/sobre/meio-ambiente/residuos-solidos>>. Acesso em: 05 nov. 2010.

RAVIV, M.; MEDINA, S.; KRASNOVSKY, A. et al. **Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture**. Compost Sci. Util., v.12, p.6-10, 2004.

RUSO, M. A. T. **Tratamento de Resíduos Sólidos**. Departamento de Engenharia Civil: Universidade de Coimbra, 2003.

SALGADO, J. A. A.; ALMEIDA, D. L.; GUERRA, J. G. M.; et al. **Balanco de nutrientes em cultivos de hortaliças sob manejo orgânico**. Soropédica: Embrapa Agrobiologia, 1998. 9p

SANTOS, R. H. S.; CASALI, V. W. D.; CONDÉ, A. R.; et al. **Qualidade de alface cultivada com composto orgânico**. Horticultura Brasileira. Brasília, v.12, n. 1, p. 29-32, 1994.

SANTOS, R. H. S; SILVA, F.; CASALI, V. W. D.; et al. **Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface**. Pesquisa Agropecuária Brasileira. Brasília, v.36, n. 11, p. 1395-1398, 2001.

SEGNINI, A. et al. **Estudo comparativo de métodos para a determinação da concentração de carbono em solos com altos teores de Fe (Latosolos)**. Química Nova, v.31, n.1, p.94-97, 2008.

SINGH, A.; SHARMA, S. **Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting**. Bioresource Technology, v.85, p.107-115, 2002.

SÍTIO Orgânico. **Uso de inoculantes na compostagem**. Disponível em <http://sitio.orgânico.blogspot.com.br/2009/07/uso-de-inoculantes-na-compostagem.html>. Acesso em 10/01/2012.

SOMMER, S. G.; MOLLER, H. B. **Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content.** J. Agric. Sci., v.134,327-335, 2000.

STENTIFORD, E. T. **Composting control, principles and practice.** In: DEBERTOLDI, M.; SEQUI, P.; LEMMES, B. e PAPI, T. The science of composting. London: Chapman Hall, 1996. p.49-59.

STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry.** New York: John Wiley e Sons. 1982. 443p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. **Integrated solid waste management, engineering principles and management issues.** Water Resources and Environmental Engineering. New York: McGraw- Hill, 1993, 978p.

TIQUIA, S.M.; TAM, N.F.Y. **Fate of nitrogen during composting of chicken litter.** Environ. Poll., v.110, p535-541, 2000.

VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J. **A vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciada com composto de lixo urbano.** Engenharia Sanitária Ambiental, v.9, n.3, p.218-224, 2004.

VIDIGAL, S. M.; RIBEIRO, A. C.; CASALI, V. W. D.; et al. **Resposta da alface (*Lactuca sativa* L.) ao efeito residual da adubação orgânica.** I - Ensaio de Campo. Revista Ceres, Viçosa, v. 42, n. 239, p. 80-88, 1995.

VILLANI, F.T; PEREIRA NETO, J. T. **Estudo e avaliação de métodos químicos para determinar o grau de maturação na compostagem do lixo urbano domiciliar.** In: 17º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES. Natal, 1993.

ZUCCONI, F., FORTE, M., BERTOLDI, M. **Biological evaluation of compost maturity.** Biocycle, v.22(4), p27 -29, 1981.