



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE MESTRADO**

**MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS
ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAIS**

CÁCIO LUIZ BOECHAT

**CRUZ DAS ALMAS - BAHIA
FEVEREIRO - 2011**

MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAIS

CÁCIO LUIZ BOECHAT

Engenheiro Agrônomo

Universidade Vale do Rio Doce, 2008

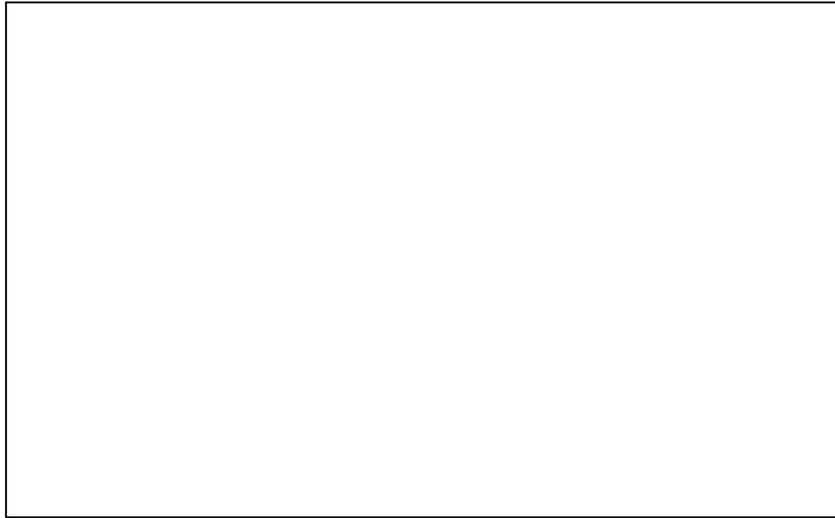
Dissertação submetida ao Colegiado de Curso do Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Ciências Agrárias; Área de Concentração em Ciência do Solo

Orientador: Prof. PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a. Adriana Maria de Aguiar Accioly

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
MESTRADO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CRUZ DAS ALMAS - BAHIA – 2011

FICHA CATALOGRÁFICA

A large, empty rectangular box with a thin black border, intended for entering cataloging data. It is positioned centrally below the title.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS**

**COMISSÃO EXAMINADORA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE
CÁCIO LUIZ BOECHAT**

Prof. PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB
(Orientador)

Prof^a. Dr^a. Ana Cristina Fermino Soares
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB

Dr. Aldo Vilar Trindade
Embrapa Mandioca e Fruticultura - CNPMF

Dissertação homologada pelo Colegiado do Curso de Mestrado em Ciências
Agrárias em
Conferindo o Grau de Mestre em Ciências Agrárias em

À **Deus** pelo dom da vida, pelas bênçãos e todas as obras
de Suas mãos. Ao meu avô, grande amigo e exemplo.

*Ensinou-me a reconhecer o valor de pequenas coisas
como plantar e cultivar com amor e dedicação.*

Joel Borges Coelho (in memoriam)...

OFEREÇO.

*“Antes, como ministros de Deus, tornando-nos recomendáveis em tudo; na muita
paciência, nas aflições, nas necessidades, nas angústias, Como contristados, mas
sempre alegres; como pobres, mas enriquecendo a muitos; como nada tendo, e
possuindo tudo”*

2 Coríntios 6:4,10

Às minhas vidas, apoiadores e amados pais, **José Luiz
Boechat e Rita de Cácia Boechat.**

Aos meus amigos, companheiros e amados irmãos

Sávio Luiz Boechat e Yuri Luiz Boechat.

Ao meu alicerce, presente de Deus e amada
esposa **Lorena P. Oliveira Boechat...**

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo amor, força e por nunca ter me deixado olhar para trás.

Ao Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos, pela orientação, ensinamentos, simplicidade, alegrias e grande amizade construída e transmitida no transcorrer do tempo.

A Prof^a. Dr^a. Adriana Maria de Aguiar Accioly, pela co-orientação, ensinamentos, prontidão e amizade.

A Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, que me concedeu o privilégio desta oportunidade.

A Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Prof. Dr. Luciano da Silva Souza pelo apoio, ensinamentos, simplicidade e grande amizade criada e desenvolvida dia-a-dia nos corredores e laboratórios da Universidade.

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto da Silva Ledo pela amizade, apoio e por me ensinar a gostar e admirar estatística.

Ao Prof. Dr. Alexandre Sylvio Vieira da Costa por acreditar na minha capacidade nos tempos de iniciação científica, pelos ensinamentos, amizade e dedicação.

A Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, aos funcionários do laboratório de solos e nutrição de plantas, Náfez, Juliana, Roque e Dasneves pela amizade, colaboração e ensinamentos.

As Empresas Barbosa & Marques, Santher, Embasa, Cetrel e Brasfrut pelo fornecimento dos materiais objetos de estudo.

As amigas, companheiras e fiéis, Marcela e Ana Paula pelo auxílio, apoio incondicional e forte amizade.

Aos muitos colegas e amigos de laboratório, grupo de pesquisa, mestrado e universidade pelo auxílio, companheirismo e amizade.

Aos funcionários do prédio de química, pela prontidão, risadas, amizade e serviços prestados.

Aos membros do colegiado da pós-graduação, Oldair Costa, Ana Fermino, Ana Loyola, Franceli, Simone, Jorge Teodoro, Vital e Tales pela amizade, respeito e ensinamentos adquiridos nas reuniões “extraordinárias” semanais e horas extras para resolver todos os pontos de pauta.

Aos funcionários da secretaria de pós-graduação, João, Amália, Renata, Levi, Rejane, Álvaro e demais, pelo apoio, paciência e amizade, que só fez crescer com o tempo de convivência.

Ao Pr. Hélio e a irmã Eliane por sempre estarem presentes e solidários na minha caminhada secular e espiritual.

A todos os irmãos e irmãs da igreja por suas orações, carinho e atenção.

Aos Professores com os quais tive a oportunidade de cursar disciplinas, pelos conhecimentos transmitidos e dedicação.

Em especial, a toda Família Boechat, que mesmo distante sempre esteve do meu lado, ajudando-me e dando-me forças para continuar firme na caminhada.

Aos meus amados e queridos pais e irmãos pelo apoio e prontidão para vir me visitar não importando a distância percorrida.

A minha amada esposa pelo conforto, dedicação e amor.

As minhas avós Luzia e Tina (*in memoriam*) pelo carinho, amor e atenção dedicados aos seus muitos netos e netas.

Aos meus queridos sogros Joselito e Beta, aos meus cunhados e cunhadas Thiago, Ramom, Kelly, e Aline que oraram, apoiaram e sempre se preocuparam.

Aos velhos e aos novos amigos, que nas risadas e brincadeiras afora, compartilharam com um pouco da minha e eu das suas vidas e histórias.

E a todos que, de alguma forma, tiveram contribuição na realização deste trabalho.

... que Deus através do nome do nosso Senhor Jesus Cristo lhes recompensem um dia pelas suas ações!

... meus sinceros agradecimentos!

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	
ABSTRACT	
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	9
Capítulo 1	
MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAIS.....	16
Capítulo 2	
IMPACTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAS EM ATRIBUTOS MICROBIANOS DO SOLO.....	50
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79

MINERALIZAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAIS

Autor: Cácio Luiz Boechat

Orientador: Prof. PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a. Adriana Maria de Aguiar Accioly

RESUMO: O uso de resíduos como fonte de fertilizante e condicionador na agricultura é uma das alternativas utilizadas em todo mundo para resolver o conflito do aumento da demanda de alimentos e da destinação final adequada. Três estudos foram conduzidos em condições de laboratório, em desenho experimental completamente ao acaso para estudar aspectos da mineralização de resíduos, de fábrica de papel (RC), resíduo de pólo petroquímico (RP), resíduo de estação de tratamento de esgoto (ETE) municipal (RM), resíduo de ETE de laticínio (RL) e resíduo do despulpamento de frutas (RF). O primeiro estudo avaliou a mineralização de N e C dos resíduos orgânicos acima mencionados durante 112 e 98 dias, respectivamente. A mineralização aparente de C e N e a relação C/N dos resíduos se relacionaram, com a seguinte ordem de degradação: solo sem resíduo ($N_{ma} = 3,17$) < RC (30,49; 63,6:1) < RF (6,6; 11,9:1) < RM (63,3; 7,2:1) = RP (84,0; 7,7:1) < RL (102,0; 8,4:1). O segundo estudou a eficácia de mineralização de N dos resíduos orgânicos na presença do composto fermentado bokashi. Noventa e um dias após o início da incubação os tratamentos incubados na presença do composto apresentaram mineralização superior aos resíduos na sua ausência e até a cinco vezes maior que a testemunha, sem resíduos. O terceiro estudo avaliou o impacto dos resíduos orgânicos na biomassa microbiana do solo. O resíduo de celulose causou maior efluxo de CO_2 , com valor de qCO_2 cinco vezes maior que o observado na testemunha. Os demais resíduos orgânicos estimularam o crescimento da biomassa microbiana do solo sem causar mudanças bruscas ao ambiente microbiano.

Palavras-chave: Lodo, Bokashi, Mineralização, Microbiota.

CARBON AND NITROGEN MINERALIZATION FROM URBAN AND INDUSTRY WASTE AND IMPACT INTO SOIL MICROBIAL

Author: Cácio Luiz Boechat

Adviser: PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-Adviser: Dr. Adriana Maria de Aguiar Accioly

ABSTRACT: The use of waste as a source of fertilizer and conditioner in agriculture is one of the alternatives used worldwide to solve the conflict in increased demand for food and appropriate final disposal without negative impacts to environment. Three studies carried out in laboratory conditions, in completely randomized design to study aspects of the waste mineralization; pulp mill sludge (RC), petrochemical complex waste (RP), urban waste (RM), dairy factory waste (RL) and fruit processing industry waste (RF). The first study evaluated the C and N mineralization of organic wastes mentioned above for 112 and 98 days respectively. The apparent C and N mineralization and C/N ratio of wastes were related to each other with the following order of degradation: soil without waste (NMA = 3.17) < (RC 30.49; 63,6:1) < RF (6.6; 11,9:1) < RM (63.3; 7,2:1) = PR (84.0; 7,7:1) < RL (102.0; 8,4:1). The second studied the effectiveness of N mineralization of organic waste in the presence of the compound fermented Bokashi. Ninety-one days after the start of incubation treatments incubated in the presence of the compound showed higher mineralization that wastes without Bokashi and failing to five times higher than the control, without waste. The third study assessed the impact of organic wastes in soil microbial biomass. The pulp mill sludge caused higher CO₂ efflux, worth qCO₂ five times larger than those observed in the control. The remaining organic wastes stimulated the growth of microbial biomass without causing sudden changes in the microbial environment.

Keywords: Sludge, Bokashi, Mineralization, Microbial.

INTRODUÇÃO GERAL

O modelo de desenvolvimento econômico-tecnológico estabelecido após a revolução industrial foi baseado no uso intensivo da matéria prima, energia e de recursos naturais para atender uma população que crescia a taxa exponencial. Sabe-se hoje que a capacidade dos ecossistemas e das reservas naturais se recuperarem é menor do que a velocidade da exploração antrópica.

Cerca de três séculos após o início da revolução industrial e dois séculos após a expansão pelo mundo a sociedade moderna tenta achar respostas para alguns legados negativos deixados por aquele modelo de desenvolvimento. Entre eles dois grandes dilemas relacionados com a produção de alimento e qualidade ambiental: 1 – como manter a demanda de produção de alimentos em um sistema de escassez de matérias-primas para produção de fertilizantes e corretivos químicos?; 2 – como descartar os resíduos resultantes dos processos produtivos no ambiente sem que haja impactos negativos nos ecossistemas?.

A utilização de resíduos orgânicos e inorgânicos como fonte de fertilizantes e corretivos na agricultura é uma das alternativas utilizadas em todo mundo para minimizar tal conflito. Estudos de longa duração que avaliem o potencial e o impacto do uso de resíduos de diferentes atividades humanas na qualidade agrônômica, ambiental e saúde humana são essenciais para o uso sustentável desses materiais.

A sociedade tem cobrado de forma incisiva das empresas públicas e privadas a responsabilidade social e ambiental no uso e conservação dos recursos naturais; legislação ambiental com leis mais restritivas e claras sobre a qualidade dos resíduos descartados no meio ambiente e proteção dos ecossistemas.

Políticas de incentivo ao saneamento básico e de instalação de estações de tratamento de esgoto (ETE) têm sido implementadas nas cidades e dentro das próprias indústrias, para coleta e tratamento devido de águas residuárias, antes de serem devolvidas aos mananciais. Com o tratamento dos esgotos tem-se a produção do “lodo” cuja destinação final tem se tornado um problema crescente para as empresas.

A Water Environment Federation (WEF, 1993) sugere o termo “biossólido” para designar o lodo produzido pelos sistemas de tratamento biológicos de esgotos, desde que seu destino final tenha uma finalidade útil. Trata-se de um material heterogêneo, cuja composição depende do tipo de tratamento do esgoto e das características das fontes geradoras (doméstica ou industrial).

Aterro sanitário; incineração; landing-farm (áreas de descarte); reuso industrial na produção de agregados leves, fabricação de tijolos e cerâmicas e produção de cimento; aplicações em plantações florestais; uso para recuperação de áreas degradadas e de áreas de mineralização; disposição oceânica e uso agrícola como fertilizante ou matéria orgânica são as alternativas mais usuais para a disposição final deste material (TSUTIYA, 2001). Entretanto em muitos países o despejo desses resíduos nos oceanos tem se tornado crescente (OLIVEIRA, 1998).

Independente do nível de desenvolvimento do país, o uso de aterros sanitários parece se constituir a solução preferencial para o destino final dos resíduos urbanos coletados. A técnica de aterramento ainda se mostra imprescindível para dispor o volume de resíduos excedente devido á pequena capacidade instalada de tratamento (incineração, compostagem, por exemplo) ou recuperação (triagem, reuso, etc.) dos resíduos.

No Brasil nos anos de 2008 e 2009 foram coletados aproximadamente 46.550.208 e 50.258.208 toneladas de resíduos sólidos urbanos (lodo), respectivamente, destes apenas 57 e 55% receberam uma destinação final adequada (ABRELPE, 2009). A estatística sobre a utilização do lodo de esgoto em áreas agrícolas é pouco confiável.

O uso desses materiais como fonte de nutrientes de plantas tem sido empregado em alguns países por mais de 20 anos (SAITO, 2007). Pesquisas mostram que a aplicação desses materiais ao solo pode gerar problemas ambientais devido à adição de excesso de N, de patógenos, de metais pesados (SILVA et al., 2001, 2006), de acidificantes (BOEIRA e SOUZA, 2007) e de salinizantes de solos agrícolas (OLIVEIRA et al., 2002).

A utilização de lodo de esgoto em solos agrícolas tem como princípio, o suprimento de matéria orgânica ($\approx 40\%$) e nutrientes ($\approx 4\%$ de nitrogênio, 2% de fósforo dentre outros). A reciclagem agrícola dos resíduos orgânicos oriundos das estações de tratamento é viabilizada pelo baixo custo e impacto ambiental favorável, quando realizado considerando-se todos os critérios de segurança. O Conselho Nacional do Meio Ambiente regulamentou através da resolução 375/2006 (CONAMA, 2006) os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto e produtos gerados em ETE, considerando os benefícios do lodo de esgoto.

Os níveis dos nutrientes presentes nos lodos provenientes de estação de tratamento são superiores aos encontrados na maioria dos materiais orgânicos de uso na agricultura. Dependendo da forma em que os nutrientes, principalmente o nitrogênio, se encontram no material orgânico, o lodo pode ser tão eficiente quanto os fertilizantes minerais.

O nitrogênio é o nutriente presente em maior quantidade nos lodos e o nutriente cuja aplicação resulta em maiores respostas das culturas. Devido ao seu caráter poluente ambiental quando aplicado em grande quantidade, este nutriente normalmente é usado como fator limitante para a definição da dosagem máxima de lodo a ser aplicada ao solo (CETESB, 1999; CONAMA, 2006).

O N no resíduo encontra-se em moléculas orgânicas, enquanto que as plantas absorvem o N nas formas inorgânicas amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) (MARTINS, 2009). Se a taxa de mineralização de nitrogênio do resíduo é mais rápida do que a quantidade de N-absorvida pela planta haverá movimentação de N para além da camada explorada pelas raízes devido a grande mobilidade do elemento em água. Se a taxa de mineralização do nitrogênio pelo resíduo for mais lenta do que a necessidade do elemento pela planta, então a planta apresentará sintoma de deficiência. Dessa forma, torna-se importante compreender a dinâmica do N aplicado através de resíduos orgânicos ao solo. A mineralização consiste no processo de conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, aminoácidos e ácidos nucléicos, em N inorgânico (HUTCHISON e WALWORTH, 2007), e acontece de forma rápida em solos com alto teor de

matéria orgânica dependendo dos fatores climáticos, físicos e biológicos (ANDREOLI, 2001). Já a imobilização é a retenção, na biomassa microbiana, do N inorgânico (HUTCHISON e WALWORTH, 2007).

Mineralização e imobilização de N são processos simultâneos e opostos que ocorrem no solo. A dinâmica e intensidade dos processos de mineralização e imobilização é controlada por fatores ambientais como temperatura e umidade do solo; fatores físicos do solo como textura; fatores químicos como o pH; parâmetros da qualidade do resíduo que está sendo decomposto, tal como a relação C/N, C/P, C/S e o teor de frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes; o tipo de decompositores associados; a atividade e tamanho da biomassa microbiana e a disponibilidade de N inorgânico (van HEES et al., 2005; MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; BRADFORD et al., 2008a,b).

Os resíduos orgânicos apresentam características químicas, físicas e biológicas distintas variando de acordo com a sua fonte e principalmente através do tratamento ou manejo nos quais foram submetidos. Tais características possibilitam a liberação ou não de nutrientes as plantas através da ciclagem.

A amplitude da fração mineralizável do N orgânico nos diferentes resíduos demonstra a necessidade da quantificação da fração de mineralização de cada tipo de material no solo em que será aplicado para estimar a taxa de decomposição dos compostos nitrogenados do resíduo (STRAUS, 2000).

Conforme Vieira e Cardoso (2003) a estimativa da fração de mineralização do composto deve ser medida em laboratório, devido à possibilidade de se manter constante a temperatura e os teores de umidade o que possibilita a determinação ou comparação da taxa de mineralização de resíduos orgânicos. Experimentos de incubação com misturas de solo-lodo, sob condições controladas de temperatura e umidade em laboratório, são utilizados para determinar a taxa de liberação de nitrogênio pelo lodo (CESTESB, 1999). O processo de mineralização do N orgânico pode ser utilizado como indicador potencial da disponibilidade de N às culturas; contudo, tem sido pouco explorado como complemento à recomendação da adubação nitrogenada (CAMARGO et al., 2008). Coscione e Andrade (2006), relatam que o método sem lixiviação é operacionalmente mais simples, além de

permitir a avaliação simultânea ao longo do tempo da capacidade do resíduo em promover alterações no pH do solo incubado.

É necessário também estudar em condições de campo a taxa de mineralização do N aplicado através do lodo de esgoto para se entender o comportamento e o destino do nitrogênio em solos tratados com resíduos orgânicos; se buscar sincronizar o período de maior necessidade de N pelas culturas e a época de maior mineralização do N do resíduo. Estes estudos permitem uma melhor resposta das culturas a aplicação do biossólido e também permitem um melhor gerenciamento sobre o risco potencial da lixiviação do N-NO_3^- para as águas subterrâneas (ANDREOLI e CARNEIRO, 2002).

Dada a influência das propriedades físicas, químicas e biológicas dos diferentes tipos de solo sobre as taxas de mineralização de resíduos (ILSTEDT e SHING, 2005) é de grande importância a incubação do solo específico em que será feita a aplicação do lodo de esgoto (BOEIRA, 2005).

Segundo Schroder et al. (2008), a aplicação de lodo de esgoto acima das taxas de recomendação agrônômica baseada em N devem ser evitadas. Quando aplicados em quantidades elevadas e, ou, em aplicações sucessivas, os lodos de esgoto podem gerar riscos de poluição ambiental por adição de excesso de N de formas orgânicas, que degradam microbiologicamente a nitrato, conforme constataram Dynia et al. (2006) e Oliveira et al. (2001) em solos brasileiros. As raízes absorvem apenas parte desse íon, que é muito móvel no solo, alcançando facilmente corpos d'água superficiais ou sub-superficiais. Se ingerido, sofre redução a nitrito no sistema digestivo, podendo intoxicar crianças e animais jovens (PIMENTEL, 1996).

O uso dos lodos na recuperação de solos degradados tem produzido resultados promissores devido: a acidez dos solos degradados, em sua grande maioria, poder ser corrigidas facilmente com o uso de lodo calado (com elevado pH); ao fornecimento de diversos nutrientes minerais, principalmente o nitrogênio e o fósforo nas formas orgânicas com prolongado efeito residual devido ao processo de mineralização promovido pelos microrganismos; condicionamento

dos solos, melhorando a sua estrutura e a estabilidade dos agregados facilitando a drenagem, retenção de água e facilitando a penetração das raízes.

O funcionamento do ecossistema do solo é governado pela dinâmica da microbiota. O componente biológico é responsável pela formação do húmus, ciclagem de nutrientes, estrutura física e por muitas outras funções (LYNCH e BRAGG, 1985). Os resíduos orgânicos quando aplicados ao solo não são degradados de uma única vez pelos microrganismos.

A decomposição dos diversos constituintes da matéria orgânica ocorre de forma variável em diferentes estágios e populações de microrganismos (KIEHL, 1985). A biomassa microbiana, a respiração, o quociente metabólico (qCO_2) e a atividade enzimática do solo refletem as modificações ocorridas no solo devido à adição de resíduos orgânicos e inorgânicos, por isso podem ser utilizados para avaliar a atividade microbiana do solo.

Os indicadores biológicos têm sido freqüentemente sugeridos como mais sensíveis aos impactos causados pelo manejo do solo, quando comparados àqueles de caráter físico ou químico (LEIRÓS et al., 2000; BENDING et al., 2004).

Por constituir a fração viva da matéria orgânica, a biomassa microbiana é responsável por diversos processos biológicos e bioquímicos no solo possuindo relação direta com as condições do solo. Por isso é utilizada como um indicador de sua qualidade, constituindo assim, um meio de transformação para todos os materiais orgânicos do solo e atuando como reservatório de nutrientes vegetais (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

A Respiração Basal reflete a atividade da microbiota do solo responsável pela degradação de compostos orgânicos, os quais apresentam aumentos de atividade degradatória em resposta à adição de MO ao solo (ANDERSON e DOMSCH, 1978). Esta medida é particularmente útil para avaliar a respiração em solos estressados e/ou perturbados, já que solos estressados tendem a responder mais lentamente à adição de fonte de carbono, em relação a solos não perturbados (WARDLE, 1994).

Uma alta taxa de respiração pode indicar tanto um distúrbio ecológico (incorporação de resíduos orgânicos, por exemplo), como um alto nível de

produtividade do ecossistema (ISLAM e WEIL, 2000). Uma variável de interpretação mais fácil é a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana, ou quociente metabólico (qCO_2). O qCO_2 tem sido utilizado como um indicador de estresse microbiano e interpretado como “eficiência microbiana”, já que se trata de uma medida da energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia necessária para síntese de biomassa (BARDGETT e SAGGAR, 1994).

Em geral, existe a expectativa que o tamanho, atividade e composição da comunidade microbiana do solo influenciará a taxa de mineralização dos compostos orgânicos (FIERER et al., 2007; ALLISON e MARTINY, 2008; GREEN et al., 2008) e, além disso, as comunidades microbianas que se fazem presentes nos resíduos orgânicos de fontes urbanas e industriais.

Fernandes et al. (2005) concluíram que aplicações repetidas do lodo de esgoto provocaram o estabelecimento de novas condições biológicas no solo ao avaliarem diversos índices, como respiração basal, quociente metabólico, C e N da biomassa microbiana.

O composto fermentado Bokashi é uma mistura de diversos tipos de matéria orgânica submetida à fermentação. A fermentação do Bokashi é obtida utilizando-se uma suspensão de culturas mistas de microrganismos benéficos, o EM (Effective microorganisms) (HIGA, 1996). Na confecção do Bokashi estes microrganismos agem sobre a matéria orgânica fermentando-a, ocorrendo produção de ácidos orgânicos, vitaminas, enzimas, aminoácidos e polissacarídeos interessantes ao desenvolvimento vegetal (HIGA e WIDIDANA, 1991). A fermentação predominante é do tipo láctico, porém, ocorre simultaneamente em menor intensidade os tipos acéticos, alcoólicos, propriônicos, butiricos, dentre outros. O processo é de origem japonesa e foi desenvolvido e adaptado por Teruo Higa, na Universidade de Ryukyus (Okinawa, Japão) em 1980.

Segundo Bajwa et al. (1998), a aplicação da matéria orgânica adicionada com EM influenciou positivamente o desenvolvimento de fungos micorrízicos arbusculares em grão de bico. De acordo com Zhao (1998) a aplicação da matéria orgânica acrescida de EM incrementou em 50% a população de bactérias, fungos,

actinomicetos e microrganismos fixadores de nitrogênio no solo, quando comparado a matéria orgânica não acrescida de EM. Valarini et al (2003) observaram que, com a aplicação de matéria orgânica de origem animal e vegetal acrescida de EM a atividade biológica do solo foi potencializada, contribuindo para o processo de humificação.

Ainda conforme Higa e Parr (1994) e Sakakibara (1998), o composto fermentado Boashi apresenta culturas mistas de microrganismos benéficos, tais como bactérias lácticas, leveduras, actinomicetos e outros ocorrentes naturalmente no ambiente, além de ser fonte de alguns nutrientes.

O presente trabalho foi desenvolvido visando responder as seguintes questões: 1- Resíduos orgânicos de fonte e origem diversas apresentam a mesma cinética de mineralização do C e do N?; 2- A fração de mineralização aparente do N e C é influenciada pela fonte e origem dos resíduos orgânicos?; 3 - A adição do composto fermentado Bokashi altera a taxa de mineralização do N dos diferentes resíduos? 4 - A atividade microbiana do solo é igualmente impactada pela aplicação de diferentes resíduos orgânicos?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo, 2009. 209p.

ALLISON, S. D.; MARTINY, J. B. H. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.105, p.11512-11519, 2008.

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.E.; A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.10, p.215-221, 1978.

ANDREOLI, C. V., PEGORINI, E. S., FERNANDES, F. **Disposição do lodo de esgoto no solo**. In: ANDREOLI, C. V., SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Coords.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. DESA/UFMG, SANEPAR. v. 6, p. 319-395, 2001.

ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Avaliação do comportamento vertical de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e pH em leiras de lodo de esgoto caledo. **Revista Técnica Sanepar**, Curitiba, v. 18, n. 18, p.63-70, jul./dez. 2002.

BAJWA, F. L.; JAVAID, A; HANEEF, B. EM and VAM technology in Pakistan. Effect of co-inoculation of EM and VA mycorrhiza on plant growth and nutrient uptake in chickpea (*Cicer arietinum* L.). **Pakistan Journal of Phytopathology**, v.10, p.48-52, 1998.

BARDGETT, R. D.; SAGGAR, S. Effect of heavy metal contamination on the shortterm decomposition of labeled (¹⁴C) in a pasture soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.26, p. 727-733, 1994.

BENDING, G. D.; TURNER, M. K.; RAYNS, F.; MARX, M. C.; WOOD, M. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. **Soil Biology & Biochemistry**, v.36, p.1785-1792, 2004.

BOEIRA, R. C. **Aspectos experimentais na avaliação da mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto incubados com solos**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna, SP, 2005. (Comunicado técnico, 27)

BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.581-590, 2007.

BRADFORD, M. A.; FIERER, N.; JACKSON, R. B.; MADDOX, T. R.; REYNOLDS, J. F. Nonlinear root-derived carbon sequestration across a gradient of nitrogen and phosphorous deposition in experimental mesocosms. **Global Change Biology**, v.14, p.1113-1124, 2008a.

BRADFORD, M. A.; FIERER, N.; REYNOLDS, J. F. Soil carbon stocks in experimental mesocosms are dependent on the rate of labile carbon, nitrogen and phosphorus inputs to soils. **Functional Ecology**, v.22, p.964-974, 2008b.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação**. São Paulo, 1999. 32p. (Manual Técnico – P4230).

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2006.

COSCIONE, A. R.; ANDRADE, C. A. **Protocolos para avaliação dinâmica de resíduos orgânicos no solo**. In: ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais. Campinas: Instituto Agronômico, p.159-175, 2006.

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.855-862, 2006.

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v.30, p.65-77, 2005.

FIERER, N.; SCHIMEL, J. P. A proposed mechanism for the pulse in carbon dioxide production commonly observed following the rapid rewetting of a dry soil. **Soil Science Society of America Journal**, v.67, p.798-805, 2003.

GREEN, J. L.; BOHANNAN, B. J. M.; WHITAKER, R. J. Microbial biogeography: from taxonomy to traits. **Science**, v.320, p.1039-1043, 2008.

HIGA, T. **Effective microorganisms: their role in Kyusei Nature Farming and sustainable agriculture**. In: J.F. Parr, et al. (eds.), Proceedings of the 3rd International Nature Farming Conference on Kyusei, 1996.

HIGA, T.; WIDIDANA, G.N. **Changes in the soil microflora induced by effective microorganism**. Washington: Agricultural Research Service/USDA, p.153-162, 1991.

HIGA, T.; PARR, J. F. **Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture**. Atami: International Nature Farming Research Center, 1994. 16p.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v.18, p.133-144, 2007.

ILSTEDT, U.; SINGH., S. Nitrogen and phosphorous limitations of microbial respiration in a tropical phosphorous fixing Acrisol-Ultisol, compared with organic compost. **Soil Biology & Biochemistry**, v.37, p.1407, 2005.

ISLAM, K.R.; WEIL, R.R. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, p.69-78, 2000.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, SP, Editora Agronômica Ceres, 1985. 492p.

LEIRÓS, M. C.; TRASAR-CEPEDA, C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic Oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): General parameters. **Soil Biology & Biochemistry**, v.32, p.733-745, 2000.

LYNCH, J. M.; BRAGG, E. Microorganism and soil aggregate stability. **Advances in Soil Science**, v.2, p.133-171, 1985.

MARTINS, R. P. **Mineralização de carbono e nitrogênio do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e sua eficiência agrônômica**. 2009.

94p. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, SP.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

OLIVEIRA, C. **Avaliação do potencial de contaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com cádmio, chumbo e zinco**. 1998. 201 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, p.171-180, 2001.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: Carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.505-519, 2002.

PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v.188, p.586-598, 1996.

SAITO, M. L. **O uso de lodo de esgoto na agricultura: Precauções com os contaminantes orgânicos**. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2007. 36p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 64). Disponível em: [HTTP://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_64.pdf](http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_64.pdf). Acesso em 18 abr. 2009.

SCHRODER, J. L.; ZHANGA, H.; ZHOUB, D.; BASTAC, N.; RAUNA, W. R.; PAYTOND, M. E.; ZAZULAKE, A. The effect of long-term annual application of

biosolids on soil properties, phosphorus, and metals. **Soil Science Society of America Journal**, v.72, p.73-82, 2008.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.831-840, 2001.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; DYNIA, J. F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.353-364, 2006.

SAKAKIBARA, C. **O fundamento da agricultura natural**. São Paulo: Fundação Mokiti Okada, 1998. 46p.

STRAUS, E. L. **Normas da utilização de lodos de esgoto na agricultura**. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.) Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p. 215 -224.

TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P. (Ed.) **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Sabesp, 2001. 468p.

VALARINI, P. J.; ALVAREZ, M. C. D.; GASCÓ, J. M.; GUERRERO, F.; TOKESHI, H. Assessment of soil properties by organic matter and EM- microorganism incorporation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.519-525, 2003.

VAN HEES, P. A. W.; JONES, D. L.; FINLAY, R.; GODBOLD, D. L.; LUNDSTOMD, U. S. The carbon we do not see e the impact of low molecular eight compounds on carbon dynamics and respiration in forest soils: a review. **Soil Biology & Biochemistry**, v.37, p.1-13, 2005.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, p.867-874, 2003.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: Embrapa, 1994. cap. 21, p.419-436.

WEF RESIDUALS MANAGEMENT COMMITTEE. Biosolids and the 503 standards. **Water Environment & Technology**, v.5, p.57-62, 1993.

ZHAO, Q. **Effect of EM on peanut production and soil fertility in the red soil region of China**. In: Proceedings of the 4th International Nature Farming Conference on Kyusei. Washington: Agricultural Research Service/USDA, p.99-102, 1995.

CAPÍTULO 1

MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAIS¹

¹ Artigo ajustado e submetido ao Comitê Editorial do periódico científico Revista Brasileira de Ciência do Solo

MINERALIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAIS

Autor: Cácio Luiz Boechat

Orientador: Prof. PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a. Adriana Maria de Aguiar Accioly

RESUMO: A mineralização do N orgânico é um dos principais fatores que determinam as quantidades de resíduos a aplicar em solos agrícolas. Dois estudos conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado em incubadora de BOD avaliaram as frações de mineralização de N e C de cinco resíduos orgânicos. O primeiro estudo foi estabelecido em esquema fatorial 6 x 10 e avaliou a fração de mineralização aparente do N (N_{ma}) de solos incubados com resíduo orgânico oriundo da fábrica de papel (RC); pólo petroquímico (RP); estação de tratamento de esgoto (ETE) municipal (RM); ETE de laticínio (RL); despulpamento de frutas (RF); e solo sem resíduo – SP, durante 112 dias em 10 diferentes datas, com três repetições. Os valores de N_{ma} se relacionaram com a relação C/N dos resíduos sendo, solo sem resíduo (N_{ma} = 3,17) < RC (30,49; 63,6:1) < RF (6,6; 11,9:1) < RM (63,3; 7,2:1) = RP (84,0; 7,7:1) < RL (102,0; 8,4:1), respectivamente. Os valores de N_{ma} foram diretamente relacionados com a relação C/N do resíduo e variou de 30,2% RC a 102,2% RL. O efluxo de C-CO₂ nos tratamentos RL e RM foi de 131,74% e 111,23%, respectivamente. O segundo estudo foi estabelecido em esquema fatorial 6 x 2 x 5 avaliado durante 98 dias, a mineralização aparente do carbono dos seis tratamentos descritos no estudo 1, na presença e ausência do composto fermentado Bokashi durante 5 datas, com três repetições. Aos 91 dias os tratamentos na presença do composto apresentaram valores de N_m superiores aos do controle, com exceção dos tratamentos RF e RC, seguindo a ordem decrescente: RL = RP > RM > RF = SP > RC e na ausência do composto seguiu-se a seqüência decrescente RL > RP > RM = SP = RF > RC.

Palavras-chave: Lodo, Degradação, Microrganismos, Bokashi.

NITROGEN AND CARBON MINERALIZATION OF SOLID URBAN AND INDUSTRY ORGANIC WASTES

Author: Cácio Luiz Boechat

Adviser: PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-adviser: Dr. Adriana Maria de Aguiar Accioly

ABSTRACT: The mineralization of organic N is one of the main factors that determine the quantities of waste to be applied to agricultural soils. Two studies conducted in a randomized experimental design carried out in controlled conditions in BOD incubator evaluated fractions of C and N mineralization from five organic wastes. The first study was set at 6 x 10 factorial design and evaluated the soil apparent N mineralization fraction (N_{ma}) incubated with organic waste coming from the paper mill sludge (RC), petrochemical complex waste (RP); sewage treatment plant (ETE) urban waste (RM); ETE dairy factory (RL); pulping fruit waste (RF) and soil without residue - SP, during 112 days in 10 different dates, with three replications. N_{ma} values were related to the C/N ratio of waste being, soil without residue (NMA = 3.17) < (RC 30.49; 63,6:1) < RF (6.6, 11.9: 1) < RM (63.3; 7,2:1) = PR (84.0; 7,7:1) < RL (102.0; 8,4:1), respectively. N_{ma} values were directly related to the wastes C/N ratio and ranged from 30.2% RC to 102.2% RL. The efflux of C-CO₂ treatments in RL and RM was 131.74% and 111.23%, respectively. The second study was established in a factorial 2 x 6 x 5 where six treatments described in the first study evaluated with and without compound fermented Bokashi in five dates and three replications. At 91 days treatment in the compound presence showed N_m values higher than control treatment, with the exception of RF and RC treatments, following the decreasing order: RP = RL > RM > RF = SP > RC and in the absence of the compound followed the decreasing sequence RL > RP > SP = RM = RF > RC.

Keywords: Sludge, Degradation, Microorganisms, Bokashi.

1. INTRODUÇÃO

Políticas de incentivo ao saneamento básico e a instalação de estações de tratamento de esgoto (ETE) nas cidades e dentro das próprias indústrias têm propiciado a devida coleta e tratamento de águas residuárias antes de serem devolvidas aos mananciais. Com o aumento da captação e tratamento dos esgotos tem-se aumentado a produção do lodo de esgoto cuja destinação final tem se constituído um problema para as empresas. Mais de 90% do lodo de esgoto, produzido no mundo é utilizado na agricultura ou é incinerado e disposto em aterros. O uso agrícola desses resíduos é uma alternativa interessante devido ao teor de matéria orgânica no material e os seus teores de nutrientes. Entre os efeitos benéficos resultantes do uso desses subprodutos orgânicos para fins agrícolas esta o aumento da fertilidade do solo, melhoria das características e propriedades físico-químicas (ABU-ZREIG e AL-WIDYAN, 2002) biológicas (KANAZAWA et al., 1988; FIORETTO et al., 2001; BRADY e WEIL, 2002) do solo e rendimento das culturas (SUZUKI et al., 2001; COOPERBAND et al., 2003). Cerca de 55% do lodo produzido nos Estados Unidos tem como destino a disposição agrícola, e deve ter atingido 61,5 % em 2010 (USEPA, 1999).

O sucesso do uso contínuo do lodo de esgoto na agricultura depende do planejamento e acompanhamento rigoroso da gestão de nutrientes nos solos. A determinação do valor como adubo e a quantidade ideal de resíduo a ser aplicada a uma cultura exige um conhecimento preciso da composição nutricional do material e da avaliação do seu potencial de mineralização antes da aplicação no campo.

O uso do composto fermentado Bokashi associado a diversos resíduos orgânicos tem sido proposto para melhoraria do solo, da degradação da matéria orgânica, da produtividade das plantas e na qualidade dos produtos agrícolas gerados (HOMMA, 2003). O Bokashi é um produto formado por EMs utilizado como inoculante microbiano, que além de fornecer nutrientes, enriquece o solo com microrganismos que desencadeiam um processo de fermentação na biomassa disponível, que proporciona condições favoráveis à multiplicação e atuação da

microbiota benéfica, integrando o equilíbrio microbiológico do sistema solo-planta. (HOMMA, 2003). Os microrganismos classificados como eficazes (EM) consistem em culturas mistas compostas de bactérias produtoras de ácido láctico, bactérias fotossintetizantes, leveduras, actinomicetos, fungos filamentosos e outros que ocorrem normalmente no ambiente.

A taxa de mineralização do resíduo orgânico é influenciada por fatores ambientais, como temperatura, pH, teor de água, e em grande parte, pelas características do resíduo orgânico, que afetam as comunidades microbianas do solo (LINDSAY, 1979).

O presente estudo teve como objetivos responder as seguintes perguntas: 1 - Resíduos orgânicos de fonte e origem diversas apresentam a mesma cinética de mineralização do C e do N?; 2- A fração mineralização aparente do N e C é influenciada pela fonte e origem dos resíduos orgânicos? 3 - A adição do composto fermentado Bokashi altera a taxa de mineralização do N dos diferentes resíduos?

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para responder as perguntas postas no objetivo do trabalho foram estabelecidos dois estudos distintos. Os experimentos foram conduzidos nos meses de junho a outubro de 2010, no Laboratório de Metais Traços do Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas - CCAAB da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB localizada no município de Cruz das Almas – BA. O primeiro estudo, foi conduzido para responder as perguntas 1 e 2; e o segundo estudo “Impacto do Bokashi na mineralização do nitrogênio de resíduos orgânicos” foi conduzido para responder a pergunta 3.

Os estudos foram conduzidos em um Latossolo Amarelo distrocoeso, classificado pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006). A geologia da área de coleta do solo para estudo é dominada por sedimentos terciários pertencentes à Formação Barreiras (RIBEIRO, 1991). O solo foi coletado

da camada arável na profundidade de 0 - 20 cm de uma área sob pastagem de *Brachiaria decumbens*. Amostra de terra fina seca ao ar (TFSA) foi analisada quimicamente conforme Embrapa (1999). A granulometria do solo foi determinada pelo método da pipeta (CAMARGO et al., 1986). As características químicas e físicas do solo usado no estudo são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Propriedades químicas e físicas do solo utilizado nos ensaios experimentais.

Parâmetro	Unidade	Valor
pH em água (1:2,5)		5,2
pH em CaCl ₂		4,18
Nitrogênio amoniacal	(mg kg ⁻¹)	57,12
Nitrogênio nítrico	(mg kg ⁻¹)	100,8
Nitrogênio Kjeldahl	(g kg ⁻¹)	1,05
Fósforo	(mg dm ⁻³)	2,0
Potássio	(cmolc dm ⁻³)	0,04
Sódio	(cmolc dm ⁻³)	0,03
Cálcio	(cmolc dm ⁻³)	0,46
Magnésio	(cmolc dm ⁻³)	0,36
Alumínio trocável	(cmolc dm ⁻³)	0,0
Acidez potencial	(cmolc dm ⁻³)	2,09
Carbono orgânico	(g kg ⁻¹)	3,53
Matéria orgânica	(g kg ⁻¹)	6,08
Cobre	(mg kg ⁻¹)	20,62
Ferro	(mg kg ⁻¹)	6935,48
Manganês	(mg kg ⁻¹)	138,32
Níquel	(mg kg ⁻¹)	0,17
Cádmio	(mg kg ⁻¹)	0,07
Chumbo	(mg kg ⁻¹)	3,5
Cromo	(mg kg ⁻¹)	1,0
Soma de bases	(cmolc dm ⁻³)	0,88
CTC pH 7,0	(cmolc dm ⁻³)	2,97
Saturação por bases	(%)	30,0
Argila	g kg ⁻¹	172,0
Silte	g kg ⁻¹	74,0
Areia	g kg ⁻¹	754,0

Cerca de 100 kg de solo foi peneirado ($\emptyset \leq 4,75$ mm), homogeneizado, umedecido (70% da capacidade de campo) com base no resultado da capacidade

de campo do solo e acondicionado em saco plástico escuro sob temperatura ambiente durante 21 dias, para restabelecimento das comunidades microbianas.

2.1. Resíduos Sólidos Orgânicos

Os resíduos orgânicos utilizados foram provenientes de diferentes localidades, fontes e processos.

2.1.1. Resíduo da Fábrica de Papel – Nesta indústria a matéria prima utilizada são revistas, livros, papéis descartados por bancos, escritórios e outros, que são reciclados. Na estação de tratamento de efluentes (ETE) são utilizados processos físicos e o processo biológico de lodo ativado para remover a demanda bioquímica de oxigênio. O lodo biológico foi coletado no pátio de descarte da fábrica de papel Santa Therezinha S/A – Santher, localizada no município de Governador Valadares – MG. O resíduo de celulose coletado foi colocado à sombra para redução da umidade, em seguida passado em peneira ($\varnothing = 0,5$ cm) para uniformização granulométrica. Finalmente o material foi seco em estufa a 60°C.

2.1.2 Resíduo do Pólo Petroquímico - Resíduo sólido gerado nas indústrias do Pólo Petroquímico de Camaçari, localizado no município de Camaçari – BA, são coletados e tratados pela Central de Tratamento de Efluentes - CETREL. O resíduo industrial (biossólido) oriundo do tratamento biológico aerado foi coletado no pátio de estocagem de resíduos sólidos da empresa CETREL. O material coletado foi seco em estufa a 60°C.

2.1.3 Resíduo de Esgoto Municipal – Resíduo oriundo do tratamento de esgoto na estação de tratamento de efluentes (ETE) utilizando processos físicos e o processo biológico de lodo ativado para remover a demanda bioquímica de oxigênio. O lodo doméstico (biossólido) foi coletado no pátio de estocagem de resíduos sólidos da Empresa Baiana de Água e Saneamento S/A – Embasa,

localizada no município de Costa do Saúpe – BA. O material coletado foi seco em estufa a 60°C.

2.1.4 Resíduo de Esgoto de Laticínio - Resíduo da indústria leiteira, gerado a partir da fabricação de queijos, manteiga e processamento de leite. O material passa por lagoa de aeração para redução da carga orgânica e estabilização química com aplicação de cal virgem, em seguida é levado para tanque de decantação onde é transferido para filtro prensa e colocado em caçambas para transporte até o aterro. O lodo industrial (biossólido) foi coletado na estação de tratamento de efluentes (ETE) do Laticínio Barbosa e Marques S/A, localizado no município de Governador Valadares – MG e colocados à sombra para redução da umidade. Os torrões que se formaram foram desfeitos manualmente e em seguida o material foi colocado para secar em estufa a 60°C.

2.1.5 Resíduo da Indústria de Despulpamento de Frutas - Resíduos oriundos de restos de cascas, sementes e bagaço da produção de polpas de frutas. Estes resíduos são colocados em pilhas para que ocorram processos fermentativos e a decomposição parcial do material. O resíduo industrial foi coletado na área de descarte da empresa de processamento de polpas de frutas – Brasfrut, no município de Feira de Santana – BA. O material coletado foi colocado à sombra para uma pré-secagem e em seguida seco em estufa a 60°C.

As análises químicas dos resíduos orgânicos foram feitas de acordo com Embrapa (1999). As características químicas dos diferentes resíduos são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Propriedades químicas dos resíduos orgânicos. Valores totais expressos em base seca.

Parâmetro (Valor total)	Unidade	Resíduos orgânicos				
		Laticínio	Municipal	Petroquímico	Celulose	Frutas
pH em água (1:2,5)	6,90	5,67	7,40	8,30	5,40
Fósforo	(mg dm ⁻³)	15,00	9,49	4,04	0,28	0,51
Cálcio	(cmolc dm ⁻³)	39,64	11,97	23,36	38,05	5,64
Magnésio	(cmolc dm ⁻³)	1,57	3,26	0,66	1,99	2,22
Carbono orgânico	(g kg ⁻¹)	161,60	235,00	34,40	236,40	232,40
Matéria orgânica	(g kg ⁻¹)	278,60	405,14	59,31	407,55	400,66
Nitrogênio amoniacal	(mg kg ⁻¹)	6182,40	8619,80	750,12	263,20	460,60
Nitrogênio nítrico	(mg kg ⁻¹)	36,96	421,12	855,40	171,08	881,72
Nitrogênio Kjeldahl	(g kg ⁻¹)	19,20	32,63	4,49	3,72	19,50
Cobre	(mg kg ⁻¹)	141,79	334,02	373,20	162,20	101,72
Ferro	(mg kg ⁻¹)	11752,69	7365,59	7640,86	3240,86	701,08
Manganês	(mg kg ⁻¹)	292,28	113,39	83,58	50,34	68,43
Níquel	(mg kg ⁻¹)	1,13	0,77	1,10	0,70	0,27
Cádmio	(mg kg ⁻¹)	0,12	0,12	0,12	0,11	0,10
Chumbo	(mg kg ⁻¹)	44,44	8,55	32,48	37,61	3,42
Cromo	(mg kg ⁻¹)	6,83	3,82	4,22	6,22	0,60
Relação C/N	8,42	7,20	7,66	63,55	11,92

Os teores de metais pesados presentes em todos os resíduos utilizados neste estudo foram inferiores a concentração máxima permitida (CMP) nos lodos biológicos para uso agrícola recomendados pelo CONAMA, (2006); CETESB, (1999) e USEPA, (1993), Tabela 3.

Tabela 3. Concentração máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado em base seca.

Substâncias Inorgânicas	CONAMA (2006)	MAPA (2006)	US-EPA (1993)
	mg kg ⁻¹		
Arsênio	41	20	75
Bário	1300
Cádmio	39	3	85
Chumbo	300	150	840
Cobre	1500	4300
Cromo	1000	200
Mercúrio	17	1	57
Molibdênio	50	75
Níquel	420	70	420
Selênio	100	80	100
Zinco	2800	7500

2.2. Estudo 1 - Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos orgânicos

2.2.1 Mineralização do carbono

As unidades experimentais foram estabelecidas em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 6 X 10 com quatro repetições, sendo, seis tratamentos (SP – solo sem resíduo; solo + resíduo de celulose - RC; solo + resíduo petroquímico - RP; solo + resíduo municipal - RM; solo + resíduo de laticínio – RL e solo + resíduo de frutas - RF), avaliados aos 2, 4, 6, 12, 14, 20, 28, 36, 44, 60, 74, 86 e 98 dias após a incubação, com quatro repetições e quatro potes sem solo (branco) para remover o efeito da contaminação de CO₂ através do ambiente.

As unidades experimentais foram constituídas de potes respirométricos de vidro (1,8 L) com tampa de rosca, contendo 100 g de solo (base seca) e vedados com fita adesiva. Em cada pote respirométrico foi colocado sobre o solo um frasco contendo 25 ml de solução NaOH 1 mol L⁻¹, trocados conforme as datas acima assinaladas. Os resíduos foram utilizados em quantidades equivalentes a

aplicação de 100 kg de N ha⁻¹, base seca, o que correspondeu a 27 Mg ha⁻¹ de RC; 22,2 Mg ha⁻¹ de RP; 3 Mg ha⁻¹ de RM; 5,2 Mg ha⁻¹ de RL e 5,2 Mg ha⁻¹ de RF.

2.2.2 Mineralização de nitrogênio

Os tratamentos foram estabelecidos em delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema fatorial 6 x 10, sendo seis tratamentos (SP - solo sem resíduo; solo + resíduo de celulose - RC; solo + resíduo petroquímico - RP; solo + resíduo municipal - RM; solo + resíduo de laticínio - RL e solo + resíduo de frutas - RF), avaliados aos 0, 2, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 91 e 112 dias após a incubação, com três repetições. As unidades experimentais foram constituídas de 180 potes de acrílico contendo 150 g de solo (base seca). A quantidade de resíduo adicionada ao solo foi definida como no estudo anterior, em quantidades equivalentes ao fornecimento de 100 kg de N ha⁻¹, base seca, o que correspondeu a 27 Mg ha⁻¹ de RC; 22,2 Mg ha⁻¹ de RP; 3 Mg ha⁻¹ de RM; 5,2 Mg ha⁻¹ de RL e 5,2 Mg ha⁻¹ de RF.

2.3. Estudo 2 - Impacto do Bokashi na mineralização do nitrogênio de resíduos orgânicos

O estudo foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema fatorial 6 x 2 x 5 sendo seis tratamentos (SP - solo sem resíduo; solo + resíduo de celulose - RC; solo + resíduo petroquímico - RP; solo + resíduo municipal - RM; solo + resíduo de laticínio - RL e solo + resíduo de frutas - RF); na presença ou ausência do composto fermentado Bokashi (CFB); avaliados aos 0, 7, 42, 70 e 91 dias após a incubação, com três repetições.

As 180 unidades experimentais foram constituídas de potes de acrílico contendo 150 g de solo (base seca). Os resíduos foram aplicados em quantidade equivalente a fornecer 100 kg de N ha⁻¹, base seca, o que correspondeu a 27 Mg

ha⁻¹ de RC; 22,2 Mg ha⁻¹ de RP; 3 Mg ha⁻¹ de RM; 5,2 Mg ha⁻¹ de RL e 5,2 Mg ha⁻¹ de RF. A quantidade do composto fermentado Bokashi (CFB) misturada aos resíduos orgânicos foi equivalente a 1,5 Mg ha⁻¹ de acordo com a recomendação de Homma (2003).

2.4. Condições experimentais

Os experimentos foram conduzidos em incubadora BOD na ausência de luz, com temperatura controlada a $25 \pm 0,2^\circ\text{C}$ e umidade mantida próxima a 70 % da capacidade de campo. O teor de umidade era verificado por pesagem das unidades experimentais e corrigido com água deionizada.

2.5. Análise química

Os teores de N mineral do solo (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) e pH foram determinados logo após a montagem dos tratamentos (tempo zero). A extração do N mineral foi feita pela agitação de 5 g do solo úmido em 50 mL de solução KCl 1 mol L⁻¹ em agitador mecânico horizontal, durante 30 minutos, e posterior repouso por mais 30 minutos. A determinação do N amoniacal (N-NH_4^+) foi feita em uma alíquota de 20 mL do sobrenadante, na qual foi acrescentado 0,2 g de MgO calcinado em seguida destilada em destilador do tipo semi-micro Kjeldhal. A determinação do N nítrico ($\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) feita acrescentando a alíquota usada para determinação de N-NH_4^+ 0,2 g de liga devarda e feita nova destilação. O material destilado foi coletado em solução receptora do N (ácido bórico 2% + indicadores (vermelho de metila e verde de bromocresol)). A titulação das amostras foram feitas com H_2SO_4 0,0025 mol L⁻¹ (TEDESCO et al., 1995). Para determinação do pH, em cada unidade experimental foram coletadas 25 g de solo úmido que acrescidas de 10 ml de água destilada foram agitadas com bastão de

vidro e deixadas em repouso por uma hora, em seguida foram novamente agitadas e o pH determinado com potenciômetro com eletrodo de vidro.

Sobre a superfície do solo, em cada frasco de vidro, foi colocado um frasco contendo 10 mL de solução de NaOH 1 mol L⁻¹, para absorver o CO₂ liberado do solo. Nas datas pré-estabelecidas, retirou-se o frasco com a solução de NaOH. A quantificação do carbono mineralizado na forma C-CO₂ foi determinada mediante a adição de 5 ml da solução de BaCl₂ 4 mol L⁻¹ e 3 gotas do indicador fenolftaleína a 1%, seguida pela titulação do excedente de NaOH contido nos frascos removidos de cada pote respirométrico com solução de HCl 1 mol L⁻¹.

2.6. Cálculo da mineralização total e aparente do carbono e nitrogênio dos resíduos orgânicos

A mineralização do carbono dos tratamentos foi medida pelo C-CO₂ mineralizado durante o período de incubação calculados pela equação 1:

$$Rms = (((Vb-Va) \cdot M \cdot 6 \cdot 100)/Ps) \quad \text{(Equação 1);}$$

Onde: Rms corresponde ao carbono oriundo da respiração microbiana do solo (*mg de C-CO₂ 100 g⁻¹ solo dia⁻¹*); Vb, volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco) (mL); Va, volume gasto na titulação da amostra (mL); (6), equivalente grama do C-CO₂; M, molaridade do HCl; e Ps, massa de solo seco (g).

O cálculo da mineralização aparente do carbono, em cada período de amostragem, foi calculado pela equação 2:

$$Cma = ((CO_{2res} - CO_{2t})/Cad) \cdot 100 \quad \text{(Equação 2);}$$

Onde: Cma corresponde a mineralização aparente do carbono (% do C adicionado); CO₂res e CO₂t, as quantidades de C-CO₂ emitidas (mg 100 g⁻¹ solo) nos tratamentos com uso de resíduos orgânicos e na testemunha (SP), respectivamente; e Cad, ao C adicionado (mg 100 g⁻¹ solo) via resíduos orgânicos.

Nos cálculos do nitrogênio utilizou-se o método proposto por Cas (2009), que se baseia na análise isolada da mineralização do resíduo incorporado, desconsiderando a mineralização que ocorre na matéria orgânica do solo. Para a testemunha (SP), sem a adição de resíduo orgânico, a estimativa de N foi obtida pela equação 3:

$$Nm = Nt2 - Nt1 \quad (\text{Equação 3});$$

Onde: Nm corresponde à quantidade (mg 100 g⁻¹ solo) de N mineralizado; Nt1 e Nt2, a quantidade de N mineral do solo no início e ao final de cada intervalo de avaliação (mg 100 g⁻¹ solo), respectivamente.

Para os tratamentos com incorporação dos resíduos orgânicos, a estimativa de N foi obtida pela equação 4:

$$Nm = (Nres2 - Nres1) - (Nt2 - Nt1) \quad (\text{Equação 4});$$

Onde: Nm corresponde à quantidade (mg 100 g⁻¹ solo) de N mineralizado; Nres1 e Nres2, as quantidades de N mineral do solo nos tratamentos com o uso de resíduos orgânicos no início e ao final de cada intervalo de avaliação (mg 100 g⁻¹ solo), respectivamente; e Nt1 e Nt2, as quantidades de N mineral do solo na testemunha (SP) no início e ao final de cada intervalo de avaliação (mg 100 g⁻¹ solo), respectivamente.

Para a estimativa da fração de mineralização de N, que corresponde a quantidade de N orgânico que foi mineralizado dos resíduos foi utilizada a equação 5:

$$Nma = ((Nres2 - Nres1) - (Nt2 - Nt1)/Nad)*100 \quad (\text{Equação 5});$$

Onde: Nma (%), corresponde a mineralização aparente do N; Nres1 e Nres2, as quantidades de N mineral do solo nos tratamentos com o uso de resíduos orgânicos no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; Nt1 e Nt2, as quantidades de N mineral do solo na testemunha (SP) no início e ao final de cada intervalo de avaliação ($\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ solo), respectivamente; e Nad, o N adicionado ($\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ solo) via resíduos orgânicos.

Valor resultante positivo significa que o processo de mineralização bruta de N superou aquele de imobilização bruta, resultando em mineralização líquida de N. Quando for negativo, ocorreu o inverso e o valor resultante é referido como imobilização líquida de N.

2.7. Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), regressão não-linear e utilizou-se para comparação de médias o teste de Scott-Knott a 5 % por meio do programa estatístico SAS (SAS INSTITUTE, 2004).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Estudo 1 - Mineralização do Carbono e Nitrogênio de Resíduos Orgânicos

De acordo com os valores de pH, os resíduos foram classificados em três grupos: 1 – resíduos ácidos: resíduo municipal e de frutas; 2 – resíduo neutro: resíduo de laticínio; e 3 - resíduos alcalinos: resíduo petroquímico e celulose (Tabela 2). A eficiência dos resíduos em alterar o pH do solo foi testada pela incubação dos diferentes resíduos por 112 dias, Figura 1. Os resíduos alcalinos e neutro (RP, RL e RC), elevaram o pH do solo, enquanto o RM e RF, semelhantes ao controle, não alteraram o pH do solo. O pH dos tratamentos incubados, medido em água estabilizou a partir dos 70 dias de incubação, Figura 1.

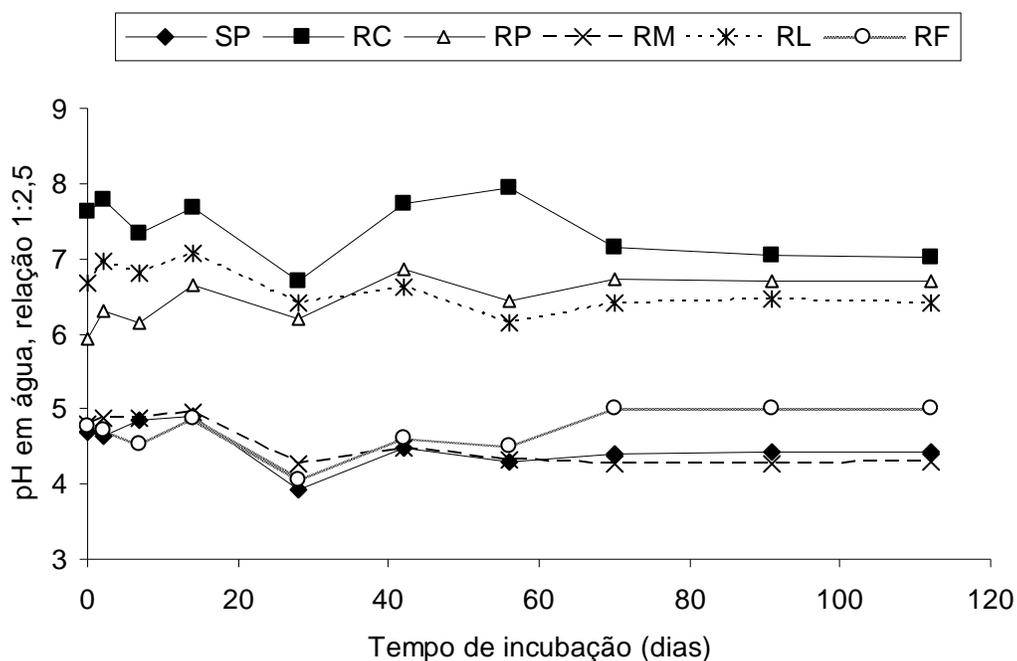


Figura 1. Influência da aplicação de diferentes tipos de resíduos no pH do solo (relação solo:água 1:2,5) ao longo de 112 dias. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; pólo petroquímico - RP; estação de tratamento de efluentes - RM; laticínio - RL e de despulpamento de frutas - RF.

3.1.1. Mineralização do Carbono

O efluxo de C-CO₂ variou entre os tratamentos (Figura 2). Os tratamentos RL e RM foram os que apresentaram as maiores taxas de mineralização. Todo carbono adicionado pelo tratamento RL e RM foi mineralizado em 18 e 36 dias de incubação. Para os demais tratamentos a mineralização do carbono aos 98 dias foi: SP, 14,58%; RC, 88,76%; RP, 38,6% e RF, 15,24% da quantidade adicionada. Entretanto, o carbono mineralizado pelo RL e pelo RM foi 31,74% e 11,23% maior do que a quantidade adicionada.

A mineralização de uma quantidade de C maior do que adicionada se deve a decomposição do carbono da matéria orgânica nativa do solo (MOS). Esse fenômeno é denominado positive priming effect ou efeito iniciador positivo. O efeito “priming” é o aumento da mineralização basal do carbono do solo, principalmente quando resíduos orgânicos facilmente decomponíveis, como adubos verdes e palha, são adicionados ao solo (KUZUYAKOV et al., 2000).

Esse fenômeno foi caracterizado inicialmente por Bingeman et al. (1953). A adição de substâncias orgânicas facilmente biodegradáveis e com baixa relação C/N aceleram a mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), em função da redução da relação C/N da MOS ou por cometabolismo.

Microrganismos primários e os secundários estão envolvidos na degradação de compostos xenobióticos. Os microorganismos primários metabolizam o substrato principal, enquanto os microorganismos secundários utilizam os produtos remanescentes da degradação promovida pelos microorganismos primários.

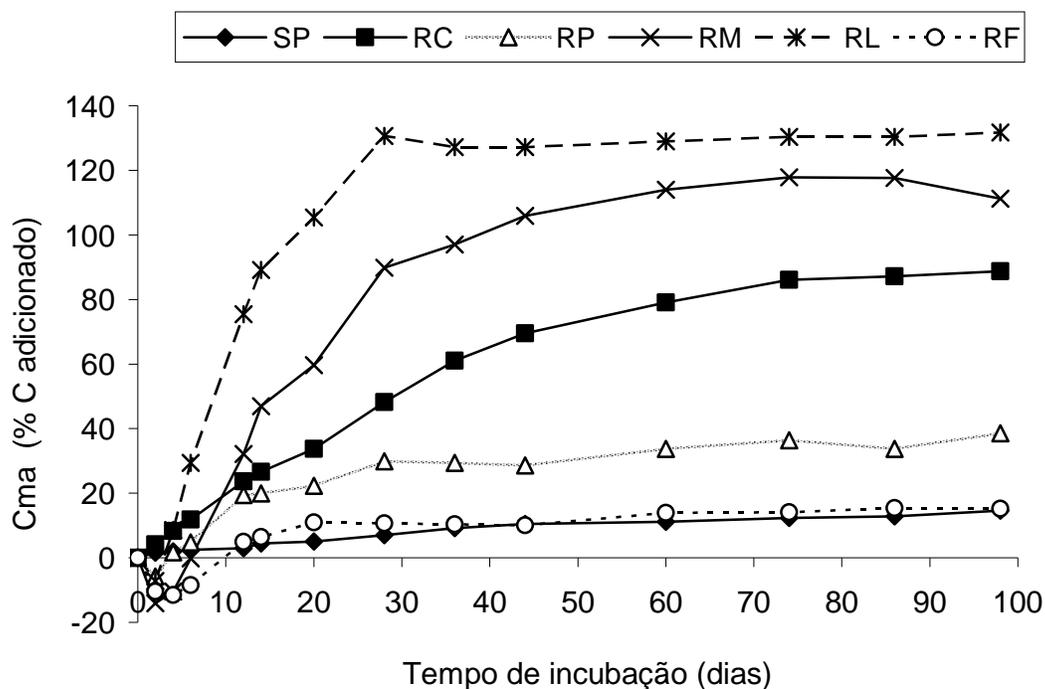


Figura 2. Mineralização aparente do carbono (% do carbono adicionado) durante 98 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo de celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas - RF, respectivamente.

Os valores de C_{ma} dos tratamentos foram RC, 88,8% > RP, 38,6% = RF, 15,2% = SP 14,6%. Wiseman e Zibilske (1988) avaliaram bio-sólidos com diferentes propriedades químicas, temperatura e tempo de incubação e relataram que no período inicial de 11 dias de incubação houve efluxo médio de C-CO₂ correspondente a 70% da quantidade de C total mineralizado, durante o período de avaliação. No presente trabalho o tempo correspondente aos 70% do carbono mineralizado durante o período de incubação variou entre 15 (RL) e 43 dias (SP).

A aplicação dos resíduos orgânicos estimulou a respiração basal do solo quando comparado com o controle. Após 28 dias de incubação, a taxa de degradação do carbono orgânico nos tratamentos testemunha, RF e RP reduziram e tenderam estabilizar e nos demais tratamentos este efeito foi observado próximo aos 40 dias de incubação (Figura 2). Em geral, a taxa de mineralização de lodo de esgoto aplicado a solos é maior no início da incubação e decresce com o tempo

(PARKER e SOMMERS, 1983; LINDEMANN e CARDENAS, 1984; BANERJEE et al., 1997).

A variação de C-CO₂ mineralizado (mg C-CO₂ g C-adicionado pelo resíduo⁻¹ dia⁻¹) nos diferentes pontos de avaliação da mineralização, nos 112 dias do estudo são apresentados na Figura 3.

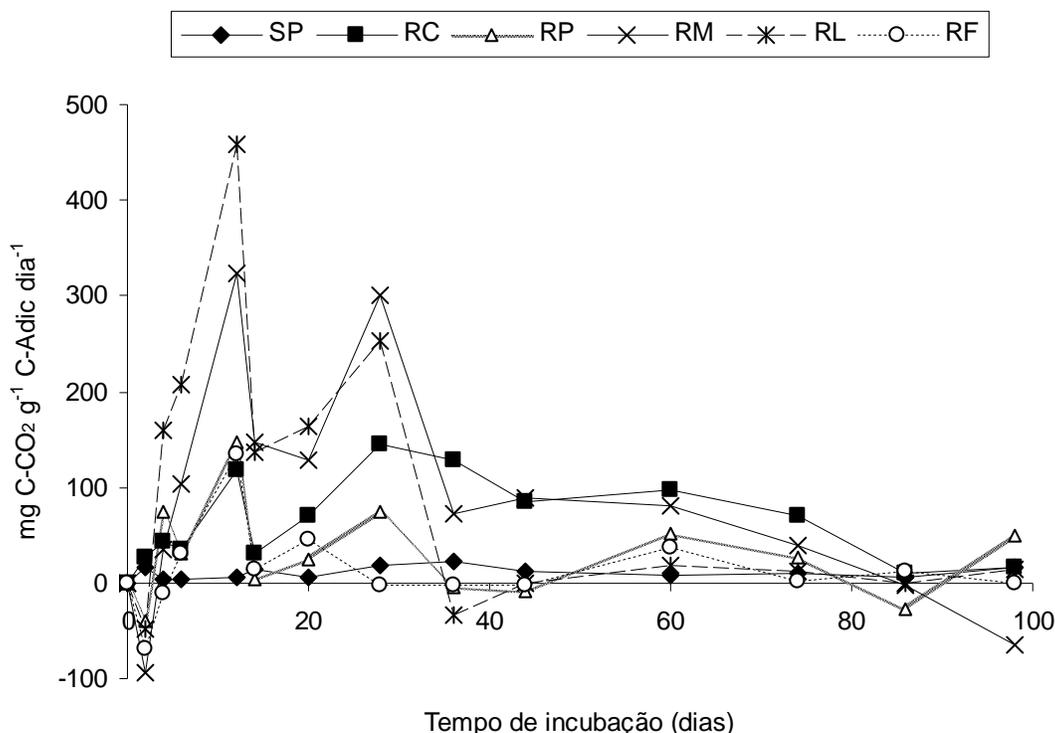


Figura 3. Evolução das quantidades de carbono liberadas durante 98 dias de incubação, na forma gasosa de CO₂. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas – RF, respectivamente.

A adição dos resíduos estimulou a mineralização de C-CO₂. Picos de mineralização de C-CO₂ foram observados em todos os tratamentos nos primeiros 36 dias de incubação, período onde ocorreu maior elevação dos valores para mineralização aparente do carbono (Figura 2). Para os tratamentos RL (459,25 mg g⁻¹ C adic) e RM (323 mg g⁻¹ C adic) o maior pico ocorreu no 12º dia. O C-CO₂ mineralizado pelo RL foi maior do que o do RM, enquanto as quantidades de C-

mineralizado por esses dois tratamentos foram maiores que a dos demais tratamentos. Os resultados obtidos para RL e RM foram atribuídos a menor relação C/N daqueles resíduos quando comparados com os demais. A menor relação C/N do resíduo propicia o desenvolvimento de uma maior população de microorganismos a qual irá mediar o processo de degradação mais rápida do carbono do solo. O fato de o RL apresentar característica neutra e o RM ácida parece não ter influenciado muito na rapidez da mineralização dos referidos resíduos.

Os valores máximos observados nos tratamentos RP (147,31 mg g⁻¹ C adic); RF (134,8 mg g⁻¹ C adic) e RC (145,52 mg g⁻¹ C adic) foram maiores que o da testemunha SP (21,93 mg g⁻¹ C adic). A mineralização de C-CO₂ do resíduo de celulose o qual apresenta elevada relação C/N não diferiu dos demais, pois é necessário que a mesma seja reduzida para que os microorganismos possam aproveitar o carbono presente e este processo requer algum tempo (KIEHL, 2002) (Tabela 2). O tratamento RF possui reduzida relação C/N (11,92) quando comparado ao resíduo de celulose, no entanto a matéria prima de origem do RF possui um material orgânico recalcitrante e estabilizado causado pelo processo de compostagem, resultando em reduzida emissão de carbono na forma de CO₂.

Segundo Andrade (2004), o grau de recalcitrância dos compostos adicionados pode determinar a degradação do mesmo, sendo que em alguns tipos de materiais, há o predomínio de substâncias como proteínas, lipídios, celulose, hemicelulose e lignina que possuem taxas de mineralização distintas e são mais resistentes à degradação.

3.1.2. Mineralização do Nitrogênio

A soma dos valores do N mineralizado acumulado (Nm acum) no período avaliado (Figura 4) indicou que durante a incubação o Nm acum foi mais influenciado pela relação C/N do material do que pelo pH do solo (Tabela 2). As quantidades de Nm acum (Equações 1 e 2) dos tratamentos RP e RF nos

primeiros 15 dias e do tratamento RM nos primeiros 30 dias foram negativas (Figura 4). Esses resultados demonstram que mesmos os resíduos com baixa relação C/N podem apresentar um período inicial de imobilização líquida, considerando somente o nitrogênio presente no resíduo, desconsiderando as frações presentes no solo e na matéria orgânica do solo.

Mesmo um material com uma relação C/N 11,9:1 maior como RF pode apresentar um período de imobilização menor do que outro resíduo com a relação C/N mais estreita, como RM (C/N 7,2:1). Esse resultado sugere que os valores de relação C/N como indicadores da labilidade devem ser observados com cautela, pois as estruturas bioquímicas dos compostos contendo N também influenciam no processo. O nitrogênio acumulado do resíduo RL foi sempre positivo, ou seja, com predominância do processo de mineralização. Enquanto para o RC a mineralização só foi positiva a partir de 70 dias, quando ocorreu uma redução do CO₂ emanado (Figura 3), possibilitando inferir que a relação C/N do meio já havia reduzido.

Entre 91 e 112 dias de incubação os valores de Nm Acum reduziram (Figura 4), ou aumentou a quantidade de N-imobilizado dos tratamentos. Esta redução pode ter sido causada pela exaustão das frações mais lábeis de N dos resíduos e início da degradação de frações mais estáveis e com baixo teor de N na sua composição.

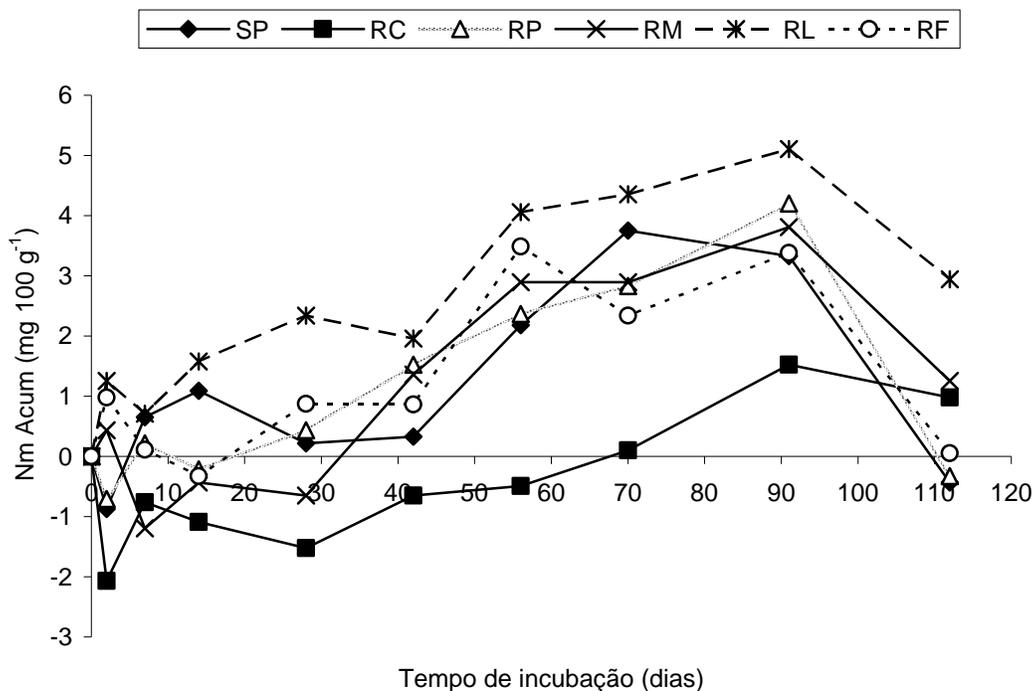


Figura 4. Nitrogênio mineralizado acumulado ($\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ solo) durante 112 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despoldamento de frutas – RF, respectivamente.

Aos 91 dias período de maior mineralização de todos os tratamentos, a porcentagem da mineralização aparente do nitrogênio ou fração de mineralização variou de 3,17% (SP) a 102% (RL) (Figura 5).

Houve uma relação próxima entre o Nma e a relação C/N como mostrado a seguir: SP (Nma = 3,17) < RC (Nma = 30,49, relação C/N 63,6:1) < RF (Nma = 67,6, relação C/N 11,9:1) < RM (Nma = 76,22, relação C/N 7,2:1) = RP (Nma = 84,0, relação C/N 7,7:1) < RL (Nma = 102,17, relação C/N 8,4:1) (Figura 5 e Tabela 2).

Esses dados indicam o grau de recalcitrância dos diferentes materiais o qual teve a seguinte seqüência crescente: RC < RF < RM < RP < RL. O decréscimo do Nma após 91 dias foi devido à predominância do processo de imobilização após aquela data.

O tempo para mineralização de aproximadamente 30% do N-orgânico foi entre 14 e 28 dias (RL); 28 e 42 dias (RF); 42 e 52 dias (RP) e 56 dias (RM), o tratamento RC apresentou imobilização sobre o processo de mineralização não alcançando 30% de mineralização no período de 112 dias. Os valores obtidos neste estudo no tratamento RL são semelhantes aos observados por Parker e Sommers (1983), Lindemann e Cardenas (1984), Banerjee et al. (1997), Boeira et al. (2002) e Cas (2009), trabalhando com lodos orgânicos incorporados ao solo observaram que 30% do N orgânico foi degradado nas duas primeiras semanas de incubação aeróbica.

Os dados de Nm acum dos resíduos obtidos neste estudo, não se ajustaram ao modelo de Stanford e Smith (1972).

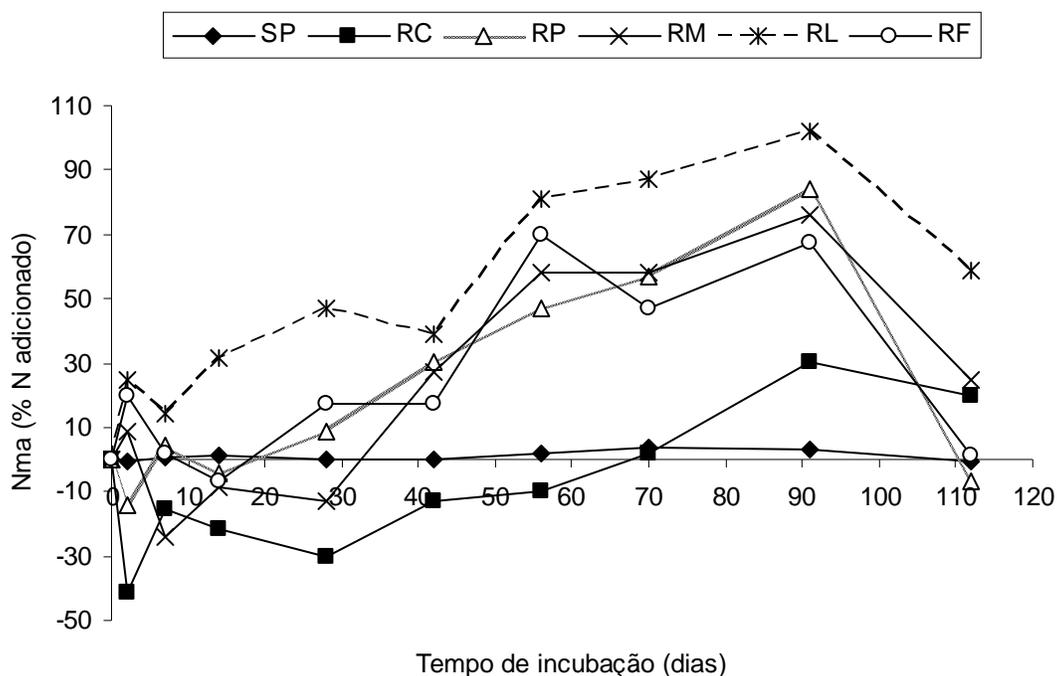


Figura 5. Mineralização aparente do nitrogênio (% do N adicionado) durante 112 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo de celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despolpamento de frutas - RF, respectivamente.

3.2 Impacto do composto fermentado Bokashi na mineralização do nitrogênio de resíduos orgânicos

Na Figura 6 são apresentados os valores de N mineralizado nos períodos estudados após incorporação dos resíduos orgânicos na presença e ausência do CFB. Aos 7 dias de incubação com o uso do composto fermentado Bokashi (CFB) os melhores resultados foram observados nos tratamentos RL e RM, seguido do RP, RF e SP e o menor valor no RC. Aos 42 dias o melhor tratamento foi RP, em seguida o RC e na seqüência o RM e o controle SP, os menores valores nesta data foram observados no RF e RL. Já aos 70 dias de incubação a mineralização de nitrogênio no SP foi seguido do tratamento RL que diferiram dos tratamentos RC, RP e RF, e que por sua vez foram maiores que o tratamento RM. No fim do período de incubação. O tratamento RC apresentou valores estatisticamente maiores que os demais seguidos do tratamento RF que foi maior que os tratamentos RM, RP e RL, o controle SP, foi o pior tratamento nesta data.

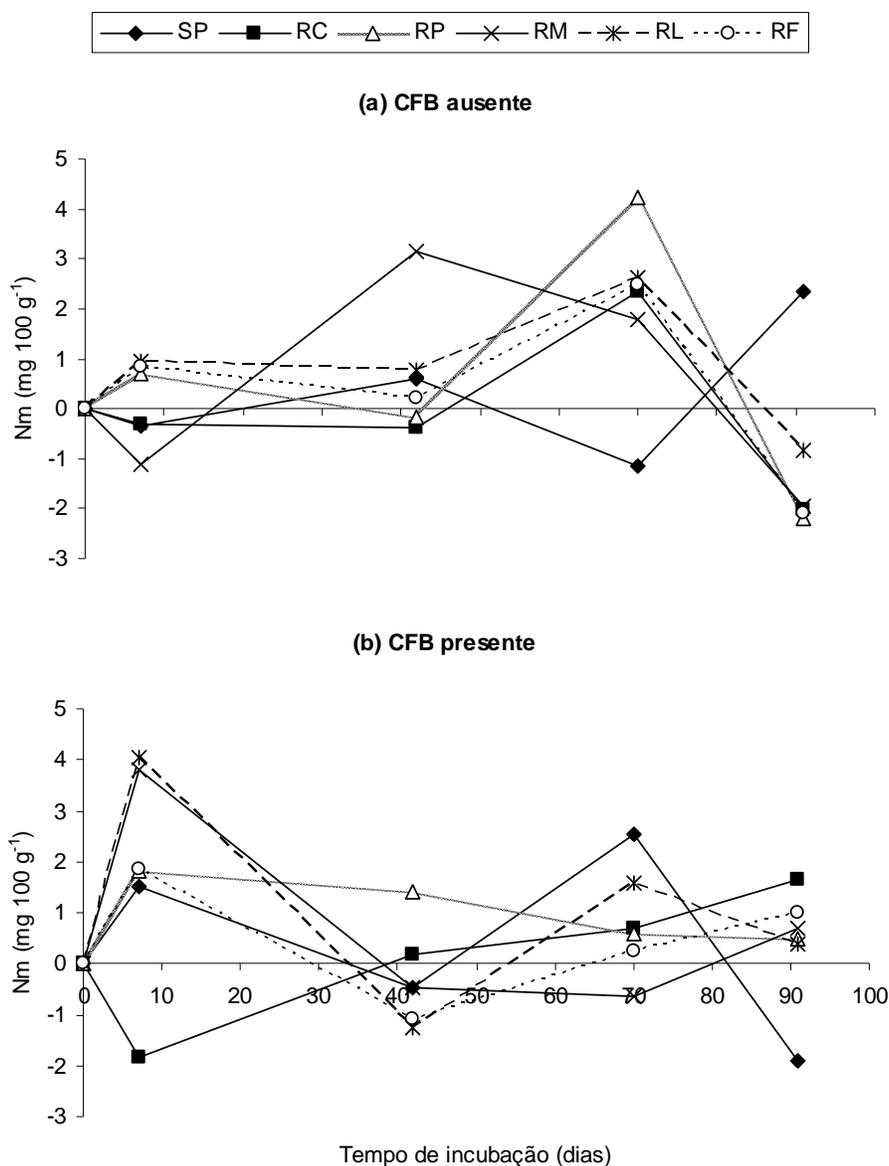


Figura 6. Nitrogênio mineralizado (mg 100 g⁻¹) durante 91 dias de incubação na presença e ausência do composto fermentado Bokashi (CFB). Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pó petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas - RF, respectivamente.

Os tratamentos RF, RL e RM com a presença do CFB mineralizaram mais N aos 7 e 91 dias de incubação, enquanto que aos 42 e 91 dias se observou o inverso. O tratamento RP na presença do composto bokashi apresentou maior mineralização de N aos 7 e 42 dias quando comparado ao tratamento sem o CFB

e aos 42 e 91 dias a mineralização de N foi menor. No tratamento RF a mineralização de N foi melhor com o uso do CFB em quase todas as datas, exceto aos 42 dias que não houve diferença estatística e aos 70 dias quando a mineralização de N foi maior na ausência do CFB (Figura 6 a e b).

Embora na maioria dos tratamentos tenha ocorrido diferença entre os valores de N mineralizado nas datas avaliadas, pode-se perceber que somente no controle SP, a ausência do CFB foi melhor que a mineralização de N na presença do CFB no último dia de avaliação (91 dias), nos demais tratamentos com o uso do composto fermentado Bokashi (CFB) ocorreu maior mineralização de N quando comparado a ausência do composto em diversos momentos, confirmando a eficiência catalítica do mesmo e sua capacidade de potencializar o processo de mineralização de compostos orgânicos.

O CFB além de aumentar o número de microrganismos no substrato e no solo “bioaugmentação”, fornece nutrientes que podem ter estimulado as comunidades microbianas, além de ter minimizado o efeito negativo de algumas características químicas dos resíduos utilizados sobre a microbiota presente no solo.

O N mineralizado acumulado (Nm acum) durante a incubação relacionou-se com as características químicas dos resíduos orgânicos adicionados ao solo (Figura 7). A quantidade de Nm acum do tratamento SP na presença do CFB foi maior que na ausência aos 7, 42 e 70 dias de incubação, não diferindo estatisticamente aos 91 dias (Figura 7 a e b).

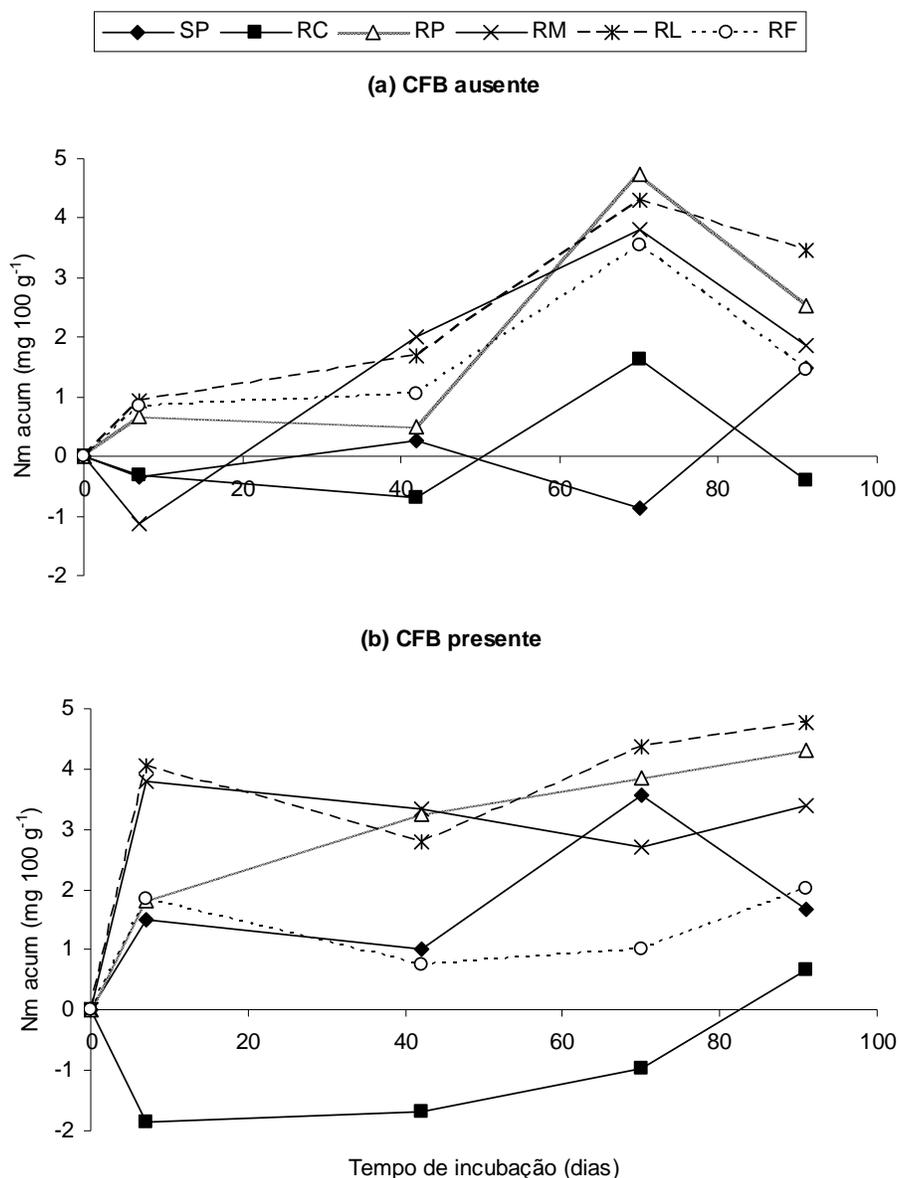


Figura 7. Nitrogênio mineralizado acumulado ($\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$) durante 91 dias de incubação na presença e ausência do composto fermentado Bokashi (CFB). Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas - RF, respectivamente.

Aos 91 dias de incubação os tratamentos com o uso de resíduos orgânicos na presença do CFB apresentaram valores de N mineralizado superiores aos do controle (SP) com exceção dos tratamentos RF e RC, seguindo a ordem decrescente: $\text{RL} = \text{RP} > \text{RM} > \text{RF} = \text{SP} > \text{RC}$ e na ausência do CFB seguiu a

seqüência decrescente $RL > RP > RM = SP = RF > RC$. De certo modo, a adição dos resíduos orgânicos no solo estimulou tanto as comunidades microbianas nativas quanto àquelas presentes nos próprios resíduos, ocorrendo maior disponibilidade de N no solo (Figura 7 a e b), entretanto com o uso do resíduo de celulose cru na ausência ou presença do CFB predominou o processo de imobilização sobre a mineralização, devido à elevada relação C/N do material e sua indisponibilidade de N (Tabela 2). Em resumo, o uso do CFB estimulou o processo de mineralização dos resíduos, sendo observados valores finais maiores que na ausência do CFB. Por possuir material orgânico estabilizado oriundo do processo de compostagem no qual foi submetido não foi observada diferença entre os valores no tratamento RF. Valarini et al. (2003) observaram que, com a aplicação de matéria orgânica de origem animal e vegetal acrescida de EM a atividade biológica do solo foi potencializada, contribuindo para o processo de humificação.

A Figura 8 (a e b) apresenta os valores de mineralização aparente do nitrogênio (N_{ma}) de cada resíduo orgânico e seu comportamento ao longo do tempo em função da presença ou ausência do CFB. Na presença do CFB aos 7 dias de incubação, ocorreu taxas de mineralização maiores em todos os tratamentos, exceto o tratamento RC que apresentou os piores resultados até 70 dias de incubação. Aos 42 dias, o tratamento RL não diferiu estatisticamente na presença ou ausência do CFB, contudo os demais tratamentos na presença do CFB apresentaram maiores valores para N_{ma} . Embora o uso do CFB tenha estimulado a mineralização do N orgânico, aos 70 dias somente o tratamento RL e a testemunha SP na presença do CFB mineralizaram mais N. Todavia, aos 91 dias todos os valores observados nos tratamentos na presença do CFB foram maiores, não sendo observado diferença do controle SP com e sem o CFB.

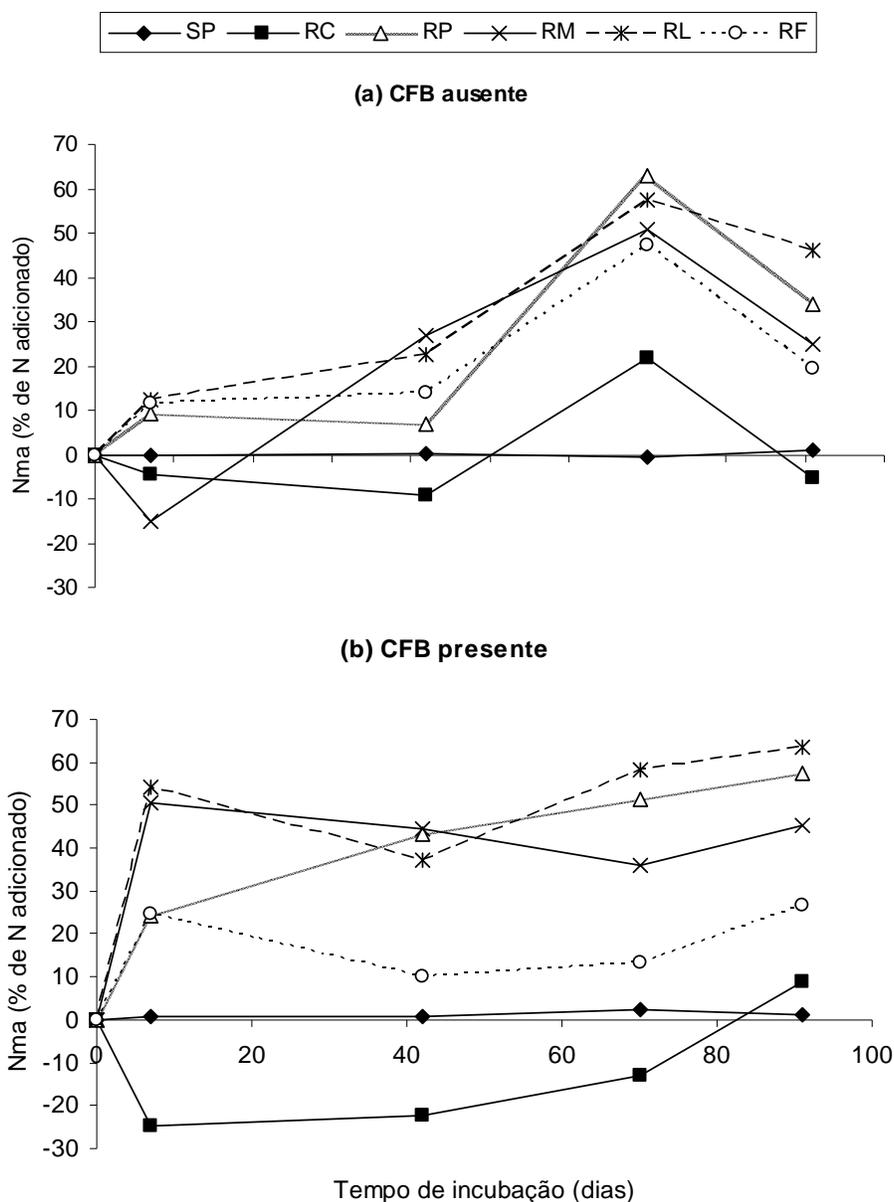


Figura 8. Mineralização aparente do nitrogênio (% do N adicionado) durante 91 dias de incubação na presença e ausência do composto fermentado Bokashi (CFB). Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas - RF, respectivamente.

Na ausência do CFB (Figura 8a), observou-se um aumento mais lento das percentagens de N mineralizado até 70 dias de incubação com uma redução brusca nestes percentagens após esta data, causado provavelmente pelo esgotamento das formas orgânicas facilmente degradáveis.

Observou-se nos tratamentos RL, RM e RF com o CFB (Figura 8b) que na primeira semana de incubação grande percentagem do N orgânico foi mineralizado, com aumentos e reduções nos valores nos períodos subseqüentes com tendência à estabilização destes valores. O comportamento do tratamento RP foi distinto destes, pois se manteve crescente durante todo o período avaliado. O tratamento RC causou maior imobilização de N no solo, passando a mineralizar N nos últimos dias do estudo.

CONCLUSÕES

1. Os resíduos da ETE de laticínio, do pólo petroquímico, da ETE municipal e do despulpamento de frutas, exceto o de celulose na forma utilizada, apresentam condições de uso agrícola, mesmo possuindo diferentes comportamentos para a mineralização de C e N;
2. O processo de geração dos resíduos assim como sua fonte tem influência nas características químicas, físicas e biológicas, conseqüentemente nas percentagens da fração de mineralização do C e N dos resíduos orgânicos;
3. O processo de imobilização líquida de nitrogênio promovido pelo resíduo de celulose durou até 70 dias de incubação;
4. O uso do composto fermentado Bokashi acelera a mineralização de N orgânico; e
5. O composto fermentado Bokashi melhora o potencial de uso agrícola dos resíduos orgânicos por promover o aumento das taxas de mineralização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, C. A. **Fração orgânica de bio sólidos e efeito no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um Latossolo cultivado com eucalipto**. Piracicaba, 2004. 121p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.66, p.241-249, 1997.

BINGEMAN, C. W.; VARNER, J. E.; MARTIN, W. P. The effect of the addition of organic materials on the decomposition of an organic soil. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.29, p.692-696, 1953.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V.; DYNIA, J. F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 1639-1647, 2002.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**, 13th ed. Prentice Hall, New Jersey. 960p. 2002.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A. & VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106).

CAS, V. L. S. D. **Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha aveia**. Santa Maria, 2009. 68f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria.

Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução Nº 375, de 29 de agosto de 2006** – Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2006.

COOPERBAND, L. R., STONE, A. G., FRYDA, M. R., RAVET, J. L. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. **Compost Science & Utilization**, v.11, p.113–124, 2003.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, 1999. 370p.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

FIORETTO, A.; PAPA, S.; SORRENTINO, G.; FUGGI, A. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.311–321, 2001.

HOMMA, S. K. **Nutri-Bokashi em respeito à natureza**. São Paulo, 2003.

KANAZAWA, S.; ASAKAWA, S.; TAKAI, Y. Effect of fertilizer and manure application on microbial numbers, biomass and enzyme activities in volcanic ash soils. **Soil Science & Plant Nutrition**, v.34, p.429– 439, 1988.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 3ed. Piracicaba, 2002. 171p.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology & Biochemistry**, v.32, p.1485-1498, 2000.

LINDEMANN, W. C.; CARDENAS, M. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge amended soil. **Soil Science Society of American Journal** , v.48, p.1072-1077, 1984.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibrium in soils**. Wiley-Interscience, New York, NY, 1979.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. **Instrução Normativa Nº 27, de 5 de Junho de 2006** – Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados , pragas e ervas daninhas. Brasília: MAPA, 2006.

PARKER, C. F.; SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludge. **Journal of Environmental Quality** , v.12, p.150-156, 1983.

RIBEIRO, L. P. **Primeiras avaliações sobre a gênese dos solos coesos da região de Cruz das Almas-BA**. Salvador: Curso de Pós-Graduação em Geociências da UFBA, 1991. 33f.

SAS Institute Inc., **SAS® 9.1.2 Qualification Tools User's Guide**, Cary, NC: SAS Institute Inc., 2004.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society of American Journal**, v.36, p.465-472, 1972.

SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W.; SILVIERA, D. J. Transformations of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. **Journal of Environmental Quality**, v.8, p.287- 294, 1979.

SUZUKI, T.; USUI, I.; TOMITA, Y. K.; KONO, S.; TSUBURA, H.; MIKI, Y.; HASEGAWA, K. Effects of acid extracts of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) and carrot (*Daucus carota* L.) wastes from the food industry on the growth of some crops and weeds. **Weed Biology and Management**, v.1, p.226–230, 2001.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. (Boletim Técnico, 5).

U.S. Environmental Protection Agency - USEPA. A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule. EPA/832-B-93-005. Office of wastewater management. Washington D.C., 1993. 144p.

U.S. Environmental Protection Agency - USEPA. **Preliminary data summary of urban storm water best management practices**. EPA. 821-R- 99-012. Washington, DC, 1999.

VALARINI, P. J.; DIAZ ALVAREZ, M. C.; GASCÓ, J. M.; GUERREIRO, F.; TOKESHI, H. Assessment of soil property by organic matter and EM-Microorganism incorporation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, n.3, p.519-525, 2003.

WISEMAN, J. T.; ZIBILSKE, L. M. Effect of sludge application sequence on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.17, n.2, p.334-339, 1988.

CAPÍTULO 2

IMPACTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAS EM ATRIBUTOS MICROBIANOS DO SOLO²

² Artigo ajustado e submetido ao Comitê Editorial do periódico científico Compost Science & Utilization

IMPACTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS E INDUSTRIAS EM ATRIBUTOS MICROBIANOS DO SOLO

Autor: Cácio Luiz Boechat

Orientador: Prof. PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a. Adriana Maria de Aguiar Accioly

RESUMO: Devido a grande sensibilidade a pequenas alterações de manejo, os processos microbianos têm sido utilizados como indicadores, por exemplo, do impacto da aplicação de resíduos ao solo. Experimento em delineamento inteiramente casualizado, em esquema fatorial 6 x 10 avaliou o efeito da aplicação resíduo de celulose (RC), de pólo petroquímico (RP), de estação de tratamento de esgoto (ETE) municipal (RM), ETE de laticínio (RL) e da indústria de despulpamento de frutas (RF) em 10 datas distintas, sobre alguns atributos microbianos do solo, durante 98 dias, com quatro repetições. O estímulo na população microbiana a aplicação de resíduos orgânicos no solo teve relação estreita com a relação C/N do resíduo. A quantidade de C mineralizado foi proporcional às quantidades de C aplicadas ao solo. O valor médio de C-CO₂ emanado do tratamento RC foi 0,141 mg C-CO₂ 100 g⁻¹ h⁻¹, correspondendo a 6,4 vezes mais que a do controle, com aumento significativo no valor do quociente metabólico. Os demais resíduos apresentaram valores de quociente metabólico (qCO₂) não diferindo pelo teste de Tukey (p<0,05) ao observado no tratamento controle, demonstrando que estes resíduos não causam distúrbios a comunidade microbiana. A relação C/N da biomassa microbiana do solo está diretamente relacionada às características químicas dos resíduos, principalmente nas quantidades de carbono e nitrogênio presentes nos mesmos. A incorporação dos resíduos orgânicos ao solo resulta diferentes efeitos sobre população microbiana presente.

Palavras-chave: biomassa microbiana, carbono, nitrogênio, quociente metabólico e lodo orgânico.

RECLAIMING INDUSTRIAL AND URBAN ORGANIC WASTES PROMOTING SOIL MICROBIAL ATTRIBUTES IMPROVEMENT

Author: Cácio Luiz Boechat

Adviser: PhD. Jorge Antonio Gonzaga Santos

Co-adviser: Dr. Adriana Maria de Aguiar Accioly

ABSTRACT: Due to the great sensitivity to small changes in management, microbial processes have been used as indicators, for example, the impact of applying waste to the soil. Experiment in a randomized design with factorial 6 x 10 evaluated the effect of pulp mill sludge (RC), petrochemical complex waste (RP), sewage treatment plant (ETE) urban waste (MRI), ETE dairy factory (RL) and pulp fruit industry (RF) on 10 separate dates on some soil microbial attributes during 98 days, with four replications. The microbial stimulation with organic wastes application into the soil was strongly correlated with the wastes C/N ratio. The amount of mineralized C was proportional to the quantity of C applied to soil. The average value of C-CO₂ emanating from the RC treatment was 0.141 mg C-100 CO₂ g⁻¹ h⁻¹, corresponding to 6.4 times more than control treatment, significant increase in the value of metabolic quotient. The remaining wastes had values of metabolic quotient (qCO₂) did not differ by Tukey test (p < 0.05) to that observed in control treatment, demonstrating that these wastes do not cause disturbances in the microbial community. The soil microbial biomass C/N ratio is directly related to the wastes chemical characteristics, especially in the carbon and nitrogen amounts present in them. The incorporation of organic wastes into the soil results different effects on microbial population.

Keywords: microbial biomass, carbon, nitrogen, microbial quotient and organic sludge.

1. INTRODUÇÃO

A aplicação de subprodutos orgânicos oriundos de processos produtivos como fonte de nutrientes de plantas em solos agrícolas é uma das formas de aproveitamento destes materiais, pois aumenta a fertilidade, melhora as características e propriedades físico-químicas do solo e aumenta a atividade microbiana (BRADY e WEIL, 2002). Após a aplicação de resíduos ao solo deve-se seguir um criterioso monitoramento de nutrientes no solo. Numerosos estudos têm sido conduzidos para investigar o efeito da aplicação de resíduos orgânicos nas características físico-químicas (ABU-ZREIG e AL-WIDYAN, 2002), nas propriedades biológicas do solo (KANAZAWA et al., 1988; FIORETTO et al., 2001) e sobre o rendimento das culturas (SUZUKI et al., 2001; COOPERBAND et al., 2003).

A aplicação de resíduos orgânicos no solo como fonte de nutrientes tem sido usada em alguns países por mais de 20 anos (SAITO, 2007). A complexidade das substâncias antropogênicas e as quantidades de nutrientes aplicadas como resíduos nos solos agrícolas exigem constante monitoramento desses agroecossistemas. O uso de resíduos em quantidades acima do potencial do solo ou da necessidade das culturas pode gerar problemas ambientais associados a perdas de N, aumento de patógenos e de metais pesados do solo (SILVA et al., 2001, 2006), ou ainda acidificar (BOEIRA e SOUZA, 2007) ou salinizar solos agrícolas (OLIVEIRA et al., 2002).

O uso de parâmetros microbiológicos, como a biomassa microbiana, a respiração microbiana, o quociente metabólico (qCO_2) e a atividade enzimática do solo, como indicadores de impactos ambientais tem sido utilizado extensivamente devido à sensibilidade destes atributos em detectar alterações de origens naturais e antropogênicas do solo.

As condições abióticas do solo como umidade, temperatura, fertilidade e aeração, dentre outras, estão diretamente relacionadas com a população e atividade dos microrganismos do solo. As bactérias e os fungos são os principais

organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica (SILVA et al., 2007).

A biomassa microbiana do solo é freqüentemente utilizada como um dos primeiros indicadores de mudanças nas propriedades químicas e físicas do solo resultantes do manejo do solo e estresses ambientais nos agroecossistemas por estar envolvida na decomposição de materiais orgânicos e, assim, no ciclo de nutrientes do solo (BROOKES, 1995; JORDAN et al., 1995; TRASAR-CEPEDA et al., 1998).

A respiração microbiana é a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o C-CO₂ é produzido. A avaliação da respiração do solo é a técnica mais utilizada para quantificar a atividade microbiana, sendo positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica e com a biomassa microbiana (ALEF, 1995).

A combinação das medidas da biomassa microbiana e respiração do solo fornecem a quantidade de CO₂ evoluída por unidade de biomassa, denominada quociente metabólico ou respiratório (qCO₂). O qCO₂ tem sido utilizado como um indicador de estresse microbiano e é interpretado como “eficiência microbiana”, já que se trata de uma medida da energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia necessária para síntese de biomassa (BARDGETT; SAGGAR, 1994).

A determinação do nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}) é importante para quantificar e controlar a dinâmica de N (disponibilidade e perda de N inorgânico do solo) em agroecossistemas.

A reserva de C e N mais lábil do solo são representados pelo C da biomassa microbiana (C_{mic}) do solo, 1 - 3% do C-total e do N_{mic}, até 5% do N-total do solo, depende principalmente da atividade dos microrganismos da biomassa (FRIEDEL et al. 1996).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto da adição de resíduos orgânicos oriundos de diferentes processos baseados na atividade microbiana de um Latossolo Amarelo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em um Latossolo Amarelo distrocoeso, nos meses de junho a outubro de 2010, no Laboratório de Metais traços da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB, localizada no município de Cruz das Almas – BA. A geologia da área de coleta do solo para estudo é dominada por sedimentos terciários pertencentes à Formação Barreiras (RIBEIRO, 1991).

O solo foi coletado da camada arável na profundidade de 0 - 20 cm de uma área sob pastagem de *Brachiaria decumbens*. Amostra de terra fina seca ao ar (TFSA) foi analisada quimicamente conforme Embrapa (1999). A determinação granulométrica das frações areia, silte e argila foi realizada por meio do método da pipeta (CAMARGO et al., 1986). Os resultados se encontram na Tabela 1.

Antes da incubação dos tratamentos, cerca de 100 kg de terra foram peneiradas ($\varnothing \leq 4,75$ mm), homogeneizada, umedecida (70% da capacidade de campo) e acondicionada em saco plástico escuro em temperatura ambiente durante 21 dias, para restabelecimento das comunidades microbianas.

O experimento foi conduzido em incubadora BOD na ausência de luz, com temperatura controlada de $25 \pm 0,20^\circ\text{C}$ e umidade mantida próxima a 70 % da capacidade de campo. Periodicamente, o teor de umidade era verificado por pesagem e corrigido com água deionizada.

Os tratamentos foram estabelecidos em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial $6 \times 13 + 4$, sendo seis tratamentos que doravante denominados como: Solo sem resíduo, (SP); solo + resíduo de celulose, (RC); solo + resíduo petroquímico, (RP); solo + resíduo municipal (RM); solo + resíduo de laticínio,(RL); solo + resíduo de frutas, (RF), avaliados aos 2, 4, 6, 12, 14, 20, 28, 36, 44, 60, 74, 86 e 98 dias após a incubação, com quatro repetições e mais quatro brancos (pote sem solo) foram adicionados ao estudo para fins de remoção do efeito da contaminação de CO_2 no sistema.

Tabela 1. Características químicas e físicas do solo utilizado nos ensaios experimentais.

Parâmetro	Unidade	Valor
pH em água (1:2,5)		5,2
pH em CaCl ₂		4,18
Nitrogênio amoniacal	(mg kg ⁻¹)	57,12
Nitrogênio nítrico	(mg kg ⁻¹)	100,8
Nitrogênio Kjeldahl	(g kg ⁻¹)	1,05
Fósforo	(mg dm ⁻³)	2,0
Potássio	(cmolc dm ⁻³)	0,04
Sódio	(cmolc dm ⁻³)	0,03
Cálcio	(cmolc dm ⁻³)	0,46
Magnésio	(cmolc dm ⁻³)	0,36
Alumínio trocável	(cmolc dm ⁻³)	0,0
Acidez potencial	(cmolc dm ⁻³)	2,09
Carbono orgânico	(g kg ⁻¹)	3,53
Matéria orgânica	(g kg ⁻¹)	6,08
Cobre	(mg kg ⁻¹)	20,62
Ferro	(mg kg ⁻¹)	6935,48
Manganês	(mg kg ⁻¹)	138,32
Níquel	(mg kg ⁻¹)	0,17
Cádmio	(mg kg ⁻¹)	0,07
Chumbo	(mg kg ⁻¹)	3,5
Cromo	(mg kg ⁻¹)	1,0
Soma de bases	(cmolc dm ⁻³)	0,88
CTC pH 7,0	(cmolc dm ⁻³)	2,97
Saturação por bases	(%)	30,0
Argila	g kg ⁻¹	172,0
Silte	g kg ⁻¹	74,0
Areia	g kg ⁻¹	754,0

2.1. Resíduos orgânicos utilizados no estudo

Os resíduos orgânicos utilizados foram provenientes de diferentes localidades, fontes e processos.

2.1.1. Resíduo da indústria de celulose – Nesta indústria a matéria prima utilizada são revistas, livros, papéis descartados por bancos, escritórios e outros, que são reciclados. Na estação de tratamento de efluentes (ETE) são utilizados processos físicos e o processo biológico de lodo ativado para remover a demanda bioquímica de oxigênio. O lodo biológico foi coletado no pátio de descarte da

fábrica de papel Santa Therezinha S/A – Santher, localizada no município de Governador Valadares – MG. O resíduo de celulose coletado foi colocado à sombra para redução da umidade, em seguida passado em peneira ($\varnothing = 0,5$ cm) para uniformização granulométrica. Finalmente o material foi seco em estufa a 60°C .

2.1.2 Resíduo do pólo petroquímico - Resíduo sólido gerado nas indústrias localizadas no Pólo Petroquímico de Camaçari, localizado no município de Camaçari – BA, coletados e tratados pela empresa CETREL. O resíduo industrial (biossólido) oriundo do tratamento biológico aerado foi coletado no pátio de estocagem de resíduos sólidos da empresa CETREL. O material coletado foi seco em estufa a 60°C .

2.1.3 Resíduo de esgoto municipal – Resíduo oriundo do tratamento de esgoto na estação de tratamento de efluentes (ETE) utilizando processos físicos e o processo biológico de lodo ativado para remover a demanda bioquímica de oxigênio. O lodo doméstico (biossólido) foi coletado no pátio de estocagem de resíduos sólidos da Empresa Baiana de Água e Saneamento S/A – Embasa, localizada no município de Costa do Saúpe – BA. O material coletado foi seco em estufa a 60°C .

2.1.4 Resíduo de esgoto de laticínio - Resíduo da indústria leiteira gerado a partir da fabricação de queijos, manteiga e processamento de leite. O material passa por lagoa de aeração para redução da carga orgânica e estabilização química com aplicação de cal virgem, em seguida é levado para tanque de decantação onde é transferido para filtro prensa e colocado em caçambas para transporte até o aterro. O lodo industrial (biossólido) foi coletado na estação de tratamento de efluentes (ETE) do Laticínio Barbosa e Marques S/A, localizado no município de Governador Valadares – MG. Cerca de 15 kg de resíduo foram coletados e colocados à sombra para redução da umidade. Os torrões que se

formaram foram desfeitos manualmente e em seguida o material foi colocado para secar em estufa a 60°C.

2.1.5 Resíduo da indústria de despulpamento de frutas - Resíduos oriundos de restos de cascas, sementes e bagaço da produção de polpas de frutas. Estes resíduos são colocados em pilhas para que ocorram processos fermentativos e a decomposição parcial do material. O resíduo industrial foi coletado na área de descarte da empresa de processamento de polpas de frutas – Brasfrut, no município de Feira de Santana – BA. O material coletado foi colocado à sombra para uma pré-secagem e em seguida seco em estufa a 60°C.

Tabela 2. Propriedades químicas dos resíduos orgânicos. Valores totais expressos em base seca.

Parâmetro (Valor total)	Unidade	Resíduos orgânicos				
		Laticínio	Municipal	Petroquímico	Celulose	Frutas
pH em água (1:2,5)	6,90	5,67	7,40	8,30	5,40
Fósforo	(mg dm ⁻³)	15,00	9,49	4,04	0,28	0,51
Cálcio	(cmolc dm ⁻³)	39,64	11,97	23,36	38,05	5,64
Magnésio	(cmolc dm ⁻³)	1,57	3,26	0,66	1,99	2,22
Carbono orgânico	(g kg ⁻¹)	161,60	235,00	34,40	236,40	232,40
Matéria orgânica	(g kg ⁻¹)	278,60	405,14	59,31	407,55	400,66
Nitrogênio amoniacal	(mg kg ⁻¹)	6182,40	8619,80	750,12	263,20	460,60
Nitrogênio nítrico	(mg kg ⁻¹)	36,96	421,12	855,40	171,08	881,72
Nitrogênio Kjeldahl	(g kg ⁻¹)	19,20	32,63	4,49	3,72	19,50
Cobre	(mg kg ⁻¹)	141,79	334,02	373,20	162,20	101,72
Ferro	(mg kg ⁻¹)	11752,69	7365,59	7640,86	3240,86	701,08
Manganês	(mg kg ⁻¹)	292,28	113,39	83,58	50,34	68,43
Níquel	(mg kg ⁻¹)	1,13	0,77	1,10	0,70	0,27
Cádmio	(mg kg ⁻¹)	0,12	0,12	0,12	0,11	0,10
Chumbo	(mg kg ⁻¹)	44,44	8,55	32,48	37,61	3,42
Cromo	(mg kg ⁻¹)	6,83	3,82	4,22	6,22	0,60
Relação C/N	8,42	7,20	7,66	63,55	11,92

Os teores de metais pesados presentes nos resíduos orgânicos utilizados neste estudo são inferiores a concentração máxima permitida (CMP) nos lodos

biológicos para uso agrícola recomendados pelo CONAMA, (2006); CETESB, (1999) e USEPA, (1993) (Tabela 3).

Tabela 3. Concentração máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado em base seca.

Substâncias Inorgânicas	CONAMA (2006)	MAPA (2006)	US-EPA (1993)
	mg kg ⁻¹		
Arsênio	41	20	75
Bário	1300
Cádmio	39	3	85
Chumbo	300	150	840
Cobre	1500	4300
Cromo	1000	200
Mercúrio	17	1	57
Molibdênio	50	75
Níquel	420	70	420
Selênio	100	80	100
Zinco	2800	7500

2.2. Análise química

O carbono mineralizado (C-CO₂) foi determinado incubando o solo com os tratamentos em frascos de vidro com tampas plásticas vedantes. A umidade foi corrigida para 70% da capacidade de campo. Sobre a superfície do solo, em cada frasco de vidro, foi colocado um frasco contendo 10 mL de solução de NaOH 1 mol L⁻¹, para absorver o CO₂ liberado do solo. Nas datas pré-estabelecidas, retirou-se o frasco com a solução de NaOH e adicionou-se 5 mL da solução de BaCl₂ 4 mol L⁻¹ e 3 gotas do indicador fenolftaleína a 1%. A quantidade de CO₂ liberado do solo foi determinada após titulação do excedente de NaOH com solução de HCl 1 mol L⁻¹.

Ao final da incubação a biomassa microbiana foi determinada pelo método descrito por Vance et al. (1987), utilizando-se, em substituição ao clorofórmio, o forno de microondas marca Philco, frequência de 2.450 MHz e potência de

1,35KW por três (03) minutos para eliminar os microrganismos e provocar a liberação dos componentes celulares (FERREIRA et al., 1999).

Os solos irradiados e não irradiados foram agitados com solução de K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ (relação solo:solução de $K_2SO_4 = 1:4$), durante 30 minutos e filtrados. Os teores de carbono e nitrogênio liberados da biomassa (C_{mic} e N_{mic}) foram determinados nos extratos através da metodologia de combustão por via úmida e de N-Kjeldhal, respectivamente (TEDESCO et al., 1995).

2.3. Cálculo dos atributos microbianos

A respiração microbiana dos tratamentos foi medida pelo CO_2 liberado durante o período de incubação. O C- CO_2 liberado por hora de incubação foi calculado pela equação 1:

$$RBS = (((Vb-Va) \cdot M \cdot 6 \cdot 1000)/Ps)/T \quad (\text{Equação 1})$$

Onde, RBS = carbono oriundo da respiração basal do solo ($\text{mg de C-}CO_2 \text{ } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$); Vb (mL) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco); Va (mL) = volume gasto na titulação da amostra; M = molaridade do HCl; 6 = equivalente grama do C- CO_2 ; Ps (g) = massa de solo seco e T (horas) = tempo de incubação.

O carbono da biomassa microbiana (C_{mic}) foi calculado pela equação 2:

$$C_{mic} = E_C / K_C \quad (\text{Equação 2})$$

Onde, $E_C = (\text{C orgânico extraído do solo irradiado}) - (\text{C orgânico extraído do solo não irradiado})$ e $K_C = \text{fator de conversão de } 0,33$ (SPARLING; WEST, 1988; ISLAM; WEIL, 1998), para o método fumigação extração ou irradiação extração,

ou seja, é um coeficiente (fator de mineralização do carbono – proporção do C microbiano liberado na forma de CO₂ durante a incubação).

O nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}) foi calculado pela equação 3:

$$N_{mic} = E_N / K_{EN} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde, E_N = (N total extraído do solo irradiado) - (N total extraído do solo não irradiado) e K_{EN} = é uma constante que representa a proporção do nitrogênio da biomassa microbiana que é mineralizada (WARDLE, 1994). O valor de K_{EN} utilizado nesse estudo foi o fator 0,54, conforme sugerido por Brookes et al., 1985.

O quociente metabólico (qCO₂), razão entre a taxa de respiração basal e o carbono da biomassa microbiana, foi expresso em mg CO₂ g C_{mic}⁻¹ h⁻¹ (ANDERSON; DOMSH, 1993).

A relação C/N da biomassa microbiana foi calculada pela razão entre o carbono da biomassa microbiana e o nitrogênio da biomassa microbiana.

2.4. Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo programa SAS (SAS INSTITUTE, 2004). O teste de média Scott-Knott com p <0,05 foi utilizado para separar as médias dos tratamentos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. *Respiração microbiana*

A mineralização de C-CO₂ variou de 0,022 (SP) a 0,141 (RC) mg C-CO₂ 100 g⁻¹ h⁻¹. A respiração basal dos tratamentos foi diretamente relacionada com a relação C/N de cada resíduo. Esse resultado era esperado uma vez que os tratamentos com maior relação C/N receberam maior quantidades de carbono do resíduo enquanto os de menor relação C/N receberam menor quantidade de carbono do resíduo aplicado ao solo para prover o equivalente a 100 Kg N ha⁻¹.

Os tratamentos constituídos de resíduos com alta relação C/N, como o RC (63,55) (Tabela 2), receberam uma maior quantidade de C enquanto os tratamentos compostos de resíduos com baixa relação C/N como RM (7,20), RP (7,66) e RL (8,42) terão proporcionalmente uma menor quantidade de C. Assim a respiração basal do tratamento RC foi cerca de quatro vezes maior do que a do tratamento RL. As respirações basais dos tratamentos RL, RP e RM foram muito próximas e refletem a semelhança da relação C/N dos resíduos RM (7,20), RP (7,66) e RL (8,42) (Tabela 2). Vargas e Scholles (2000) relataram que o aumento na atividade microbiana, avaliado pela respiração do solo, tem sido justificado pelo acúmulo de matéria orgânica rica em frações lábeis.

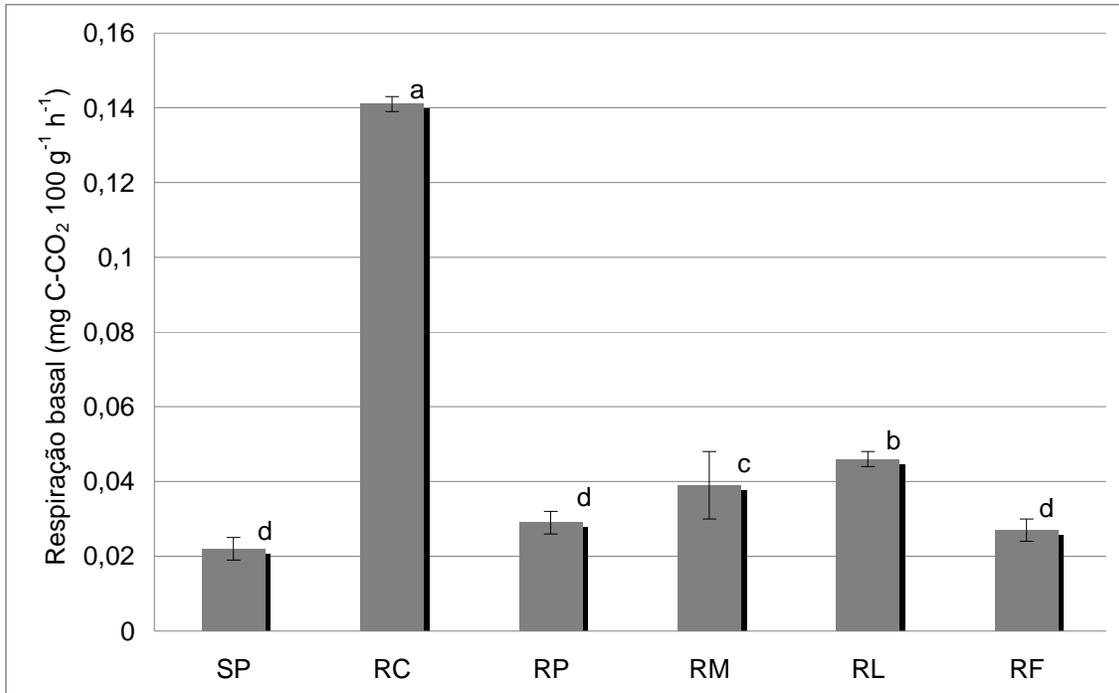


Figura 1. Respiração microbiana ou basal ($\text{mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C-adicionado h}^{-1}$) de Latossolo amarelo aos 98 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas - RF, respectivamente.

Os microrganismos absorvem o carbono e o nitrogênio sempre na relação C/N adequada, quer a matéria prima a ser degradada tenha relação 80/1 ou 8/1 (KIEHL, 2002). Com a incorporação ao solo a relação C/N será corrigida, de maneira que, quando o composto estiver humificado, a relação C/N será em torno de 10/1. Se a relação inicial for elevada, por exemplo, 60 ou 80/1, o tempo de compostagem será maior, pois faltará nitrogênio para os microrganismos; esse elemento será reciclado entre as células microbianas até a degradação total da matéria orgânica, enquanto o excesso de carbono é eliminado na forma de gás carbônico. (KIEHL, 2002). (Figura 1).

3.2. Carbono da biomassa microbiana

Uma das preocupações que normalmente se tem quando se aplicam resíduos ao solo é o impacto dos mesmos na população microbiana. A atividade microbiana variou de 4,63 no tratamento SP a 13,22 mg 100 g⁻¹ no tratamento RP. A incorporação dos resíduos orgânicos influenciou positivamente no aumento do carbono da biomassa microbiana (C_{mic}), o qual decresceu na seguinte ordem: tratamento com resíduo petroquímico > municipal > de laticínio = de frutas > de celulose. Os tratamentos foram superiores ao SP, exceto o tratamento com o uso de resíduo de celulose que foi semelhante ao SP (Figura 2).

O estímulo à atividade da população microbiana do solo está relacionado com a relação C/N dos resíduos orgânicos (Figura 2). A única exceção a regra foi o tratamento RF (relação C/N 11,92) que apresentou carbono da biomassa microbiana semelhante ao dos resíduos RM (relação C/N 7,20), RP (relação C/N 7,66) e RL (relação C/N 8,42). O tratamento que apresentou maior respiração basal (RC) não foi o tratamento que apresentou maior carbono na biomassa microbiana. Esses resultados são consistentes com os reportados por Araújo (2007).

O aumento do C_{mic} nos tratamentos RM e RL foi acompanhado de aumentos nas taxas de C-CO₂ emanado, confirmando que estes resíduos influenciaram positivamente o crescimento da microbiota nativa, fornecendo frações lábeis de carbono (Figuras 1 e 2).

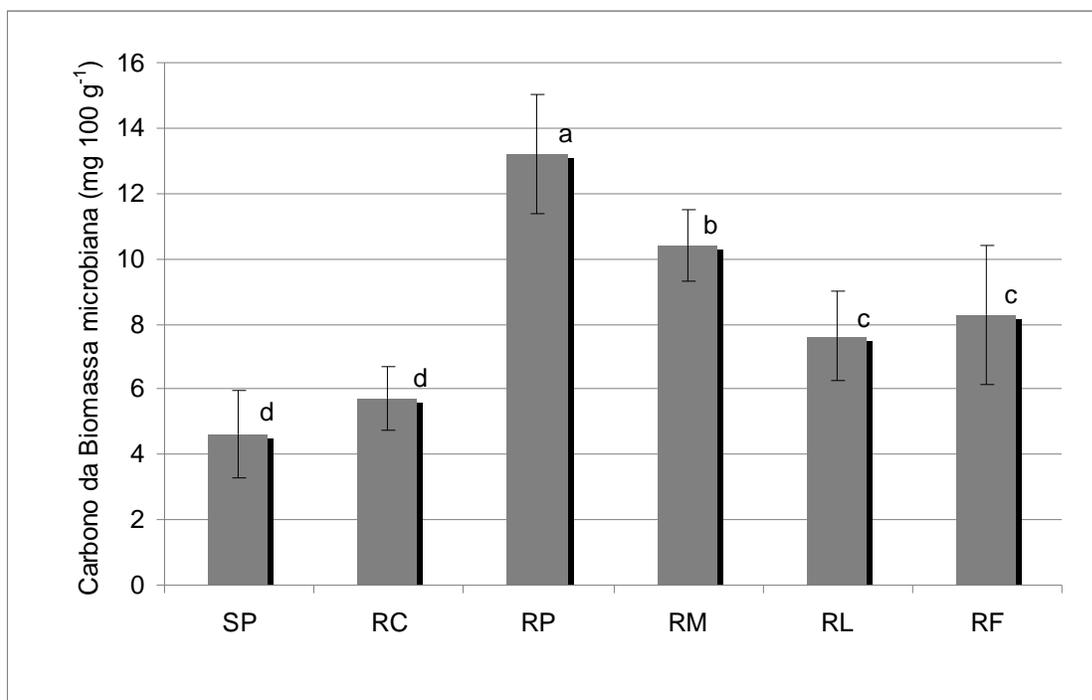


Figura 2. Carbono da biomassa microbiana (mg g⁻¹ C adicionado) de Latossolo amarelo aos 98 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas – RF, respectivamente.

O tratamento RP proporcionou o aumento das populações microbianas quando se analisam os valores encontrados no atributo C_{mic} comparados ao controle SP (Figura 2), embora este aumento não tenha sido observado nos valores de C-CO₂ emanado (Figura 1). Desta forma concluiu-se que este resíduo causou menor distúrbio a estas populações, permitindo que as mesmas se desenvolvessem. Comportamento semelhante foi observado nos tratamentos RM, RL e RF os quais não apresentaram valores elevados para este atributo como o tratamento RP.

O tratamento RC não possibilitou o aumento da biomassa microbiana do solo, se igualando ao valor da testemunha (SP), quando analisamos a Figura 1, observamos que este resíduo elevou as taxas de C-CO₂ emanado, acima dos demais resíduos utilizados e do solo sem resíduo. Este resíduo impossibilitou o aumento da biomassa microbiana e causou perda de carbono na forma de CO₂

devido principalmente o fato de possuir elevada relação C/N e a indisponibilidade de N (Tabela 2).

De acordo com Kiehl (2002) se a relação inicial for elevada, por exemplo, 60 ou 80/1, o tempo de compostagem será maior, pois faltará nitrogênio para os microrganismos; esse elemento será reciclado entre as células microbianas até a degradação total da matéria orgânica, enquanto o excesso de carbono é eliminado na forma de gás carbônico.

Chen, et al. (2005), afirmam que a biomassa microbiana do solo depende muito da qualidade da matéria orgânica do solo. Feng, et al. (2009), observaram que as diferenças na quantidade e qualidade de substratos com a adição de matéria orgânica associada à especificidade de nutrientes pode ser crucial para influenciar a direção da biomassa microbiana do solo.

Conforme Gama-Rodrigues (1997), os valores da biomassa permitem aferir o acúmulo ou perda de carbono em função de determinado manejo. A aplicação dos diferentes resíduos não reduziu os valores do C_{mic} dos tratamentos para valores menores que do controle. Desse modo, percebeu-se que os resíduos orgânicos utilizados não causaram redução das comunidades microbianas.

3.3. Quociente metabólico

O qCO_2 variou de 0,002 (RP) a 0,025 mg C-CO₂ g⁻¹ C_{mic} h⁻¹ (RC). O qCO_2 do tratamento RC foi superior ao dos demais tratamentos que não diferiram estatisticamente entre si (Figura 3).

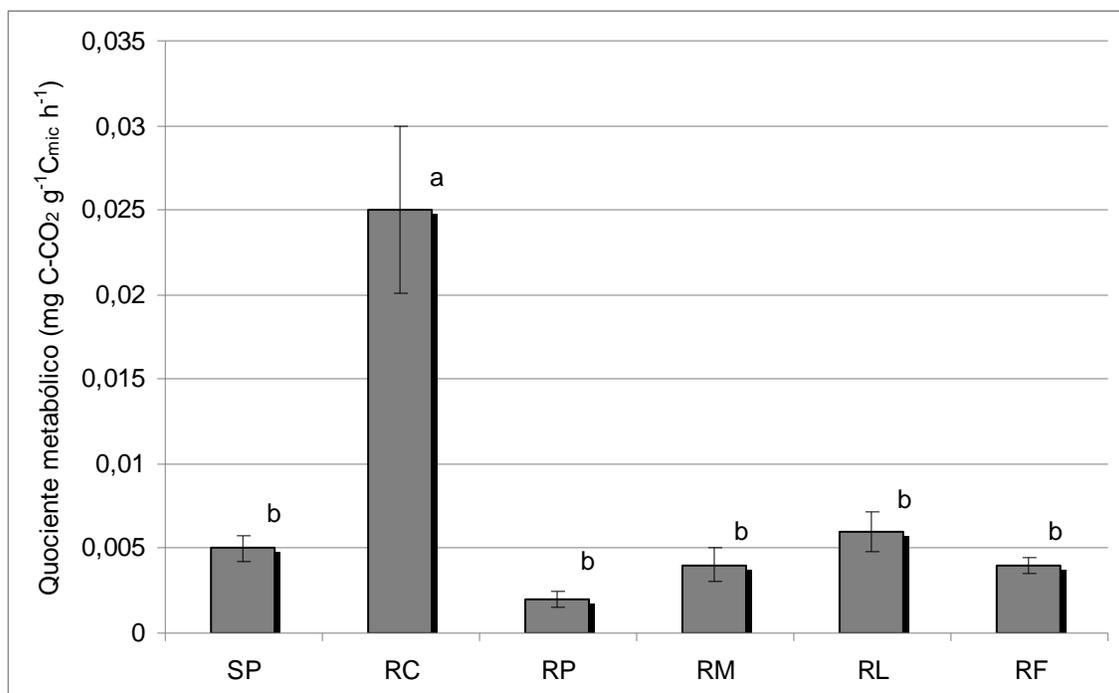


Figura 3. Quociente metabólico (mg C-CO₂ g⁻¹ C-BMS h⁻¹) de Latossolo amarelo aos 98 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas – RF, respectivamente.

Anderson e Domsch (1993) atribuíram ao quociente metabólico a função de um possível indicador do estresse ambiental, sendo que altos valores refletiriam uma alta demanda de energia da comunidade microbiana para se manter (situação de estresse), porém, esse tende a diminuir ao longo do tempo com a recuperação do ambiente.

De acordo com Insam e Domsch (1988), a respiração microbiana por unidade de biomassa microbiana diminui em sistemas mais estáveis. Baseado nestas informações pode-se concluir que os tratamentos RP, RM, RL e RF menos stressaram o ambiente microbiano, enquanto, que o tratamento RC foi o que mais causou perturbação a este ambiente, devido a sua baixa concentração de N e elevada relação C/N (Tabela 2).

3.4. Nitrogênio da biomassa microbiana

O nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}) variou de 1,01 (RC) a 4,58 mg 100 g⁻¹ (RP). Os teores de nitrogênio da biomassa foram separados em quatro grupos: o grupo dos tratamentos com maiores teores de N na biomassa RP e SP (4,58 e 3,81 mg 100 g⁻¹), o grupo dos tratamentos com médio teor RF e RM (3,1 e 3,06 mg 100 g⁻¹), e o grupo dos tratamentos com teores baixo como RL (2,3 mg 100 g⁻¹) e muito baixo como RC (1,01 mg 100 g⁻¹) observados na Figura 4.

Segundo Gama-Rodrigues (1999), em ambientes com concentração elevada de N, a quantidade de N imobilizada do solo pela biomassa microbiana seria menor, pois esse elemento estaria em quantidade suficiente para atender à atividade metabólica dos microrganismos e ao processo de decomposição da matéria orgânica. Possivelmente essa pode ser a razão para os valores encontrados para os resíduos de baixa relação C/N, exceto o RP.

Nos tratamentos RP; RM; RF e RL o N_{mic} (Figura 4), segue o mesmo comportamento do atributo C_{mic} (Figura 2), podendo relacioná-los ao crescimento das populações microbianas estimuladas pela incorporação dos materiais ao solo. Esses tratamentos não diferiram do controle (SP). Desta forma podemos afirmar que os estresses causados aos sistemas microbiológicos não devem ser determinados por apenas um parâmetro e sim por uma relação entre eles.

Anderson e Domsch (1980) observaram que os microrganismos diferem muito mais no seu teor de nitrogênio do que no de carbono, dependendo do seu estágio de crescimento. Portanto, pequenas mudanças na estrutura da biomassa microbiana podem resultar em grandes mudanças no N_{mic} . Porém, a adição de substratos ao solo em curto prazo, provavelmente afeta uma pequena parte da biomassa microbiana que está ativa, ao passo que a resposta em longo prazo acaba por modificar a sua composição por seleção (LOVELL; JARVIS, 1998).

O RC apresentou o menor valor para N_{mic} provavelmente pela elevada relação C/N do material e baixa quantidade de nitrogênio (Tabela 2) que influenciou negativamente o acúmulo de nitrogênio pelos microrganismos que precisaram recorrer ao N disponível no solo para degradar a elevada

concentração de C orgânico lábil incorporado ao solo. Confirmando o estresse causado a população microbiana.

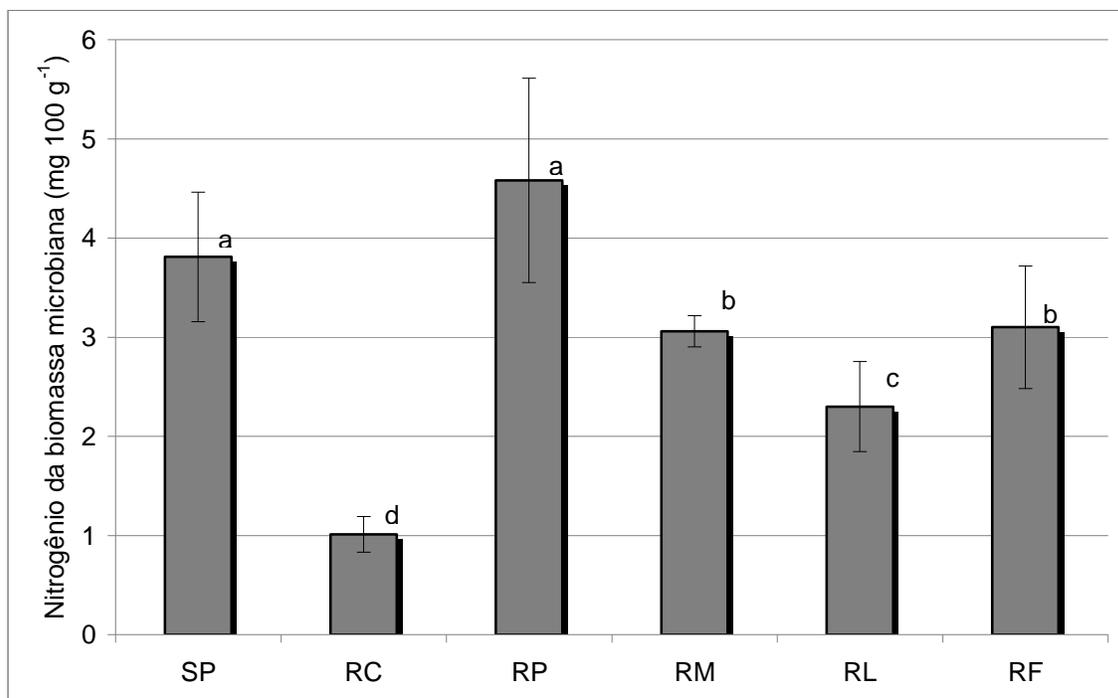


Figura 4. Nitrogênio da biomassa microbiana de Latossolo amarelo aos 98 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despulpamento de frutas – RF, respectivamente.

3.5. Relação C/N da biomassa microbiana do solo

A relação C/N da biomassa microbiana (C_{mic}/N_{mic}) foi calculada a partir da razão entre os valores de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, que por sua vez tiveram seu comportamento diretamente relacionado com as características químicas dos resíduos orgânicos. Os valores da relação C/N da biomassa microbiana variou entre 1,21 (testemunha) e 5,76 (RC) (Figura 5).

O valor encontrado no SP (testemunha) está diretamente relacionado ao reduzido teor de carbono da biomassa neste tratamento, que é atribuído ao baixo teor de matéria orgânica (Tabela 1) e a possibilidade do carbono presente neste

material se encontrar estável e com elevada recalcitrância, dificultando o acesso dos microrganismos. No tratamento RC observou-se o maior valor neste atributo. Como o resíduo de celulose apresenta reduzida concentração de nitrogênio em sua composição (Tabela 2), isto foi refletido no valor do nitrogênio da biomassa, que foi muito pequeno (Figura 4) e, como o cálculo da relação C/N se baseia na razão entre carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, o segundo fator obteve grande influência no valor final encontrado (Figura 5).

Nos demais tratamentos não ocorreram diferenças, confirmando um possível equilíbrio entre as concentrações de carbono e nitrogênio e, a eficiência em disponibilizar estes elementos aos microrganismos, refletindo a qualidade nutricional destes resíduos orgânicos (Figura 5).

Segundo Gama-Rodrigues (1999) a relação C/N da biomassa microbiana pode ser usada para expressar a eficiência da biomassa microbiana em imobilizar C ou N, refletindo a qualidade nutricional da matéria orgânica.

Os valores observados nos tratamentos estão próximos da relação C/N encontrada nos grupos das bactérias e dos actinomicetos, que é ao redor de 5/1 (ALEXANDER, 1980) sugerindo uma maior presença destes microrganismos no solo. Entretanto, alguns autores citam diferentes valores para este atributo microbiano. Segundo Wright e Coleman, (2000) a relação C/N da biomassa microbiana (em uma base de massa) são relativamente consistentes, normalmente variando de 8/1 – 12/1.

Chapin (2002) cita que estes valores se encontram próximos de 10:1. De acordo com Reichardt et al. (2000) a relação C/N da biomassa microbiana do solo muda de acordo com o tipo de solo, umidade, manejo ou época do ano. Em solos aerados, a biomassa fúngica tende a predominar sobre a biomassa bacteriana, na proporção de 3/1 para o carbono e 2/3 para o nitrogênio. Ainda segundo estes autores a relação C/N da biomassa microbiana varia de 4/1 – 12/1 (com o menor valor e o maior valor para as bactérias e fungos, respectivamente).

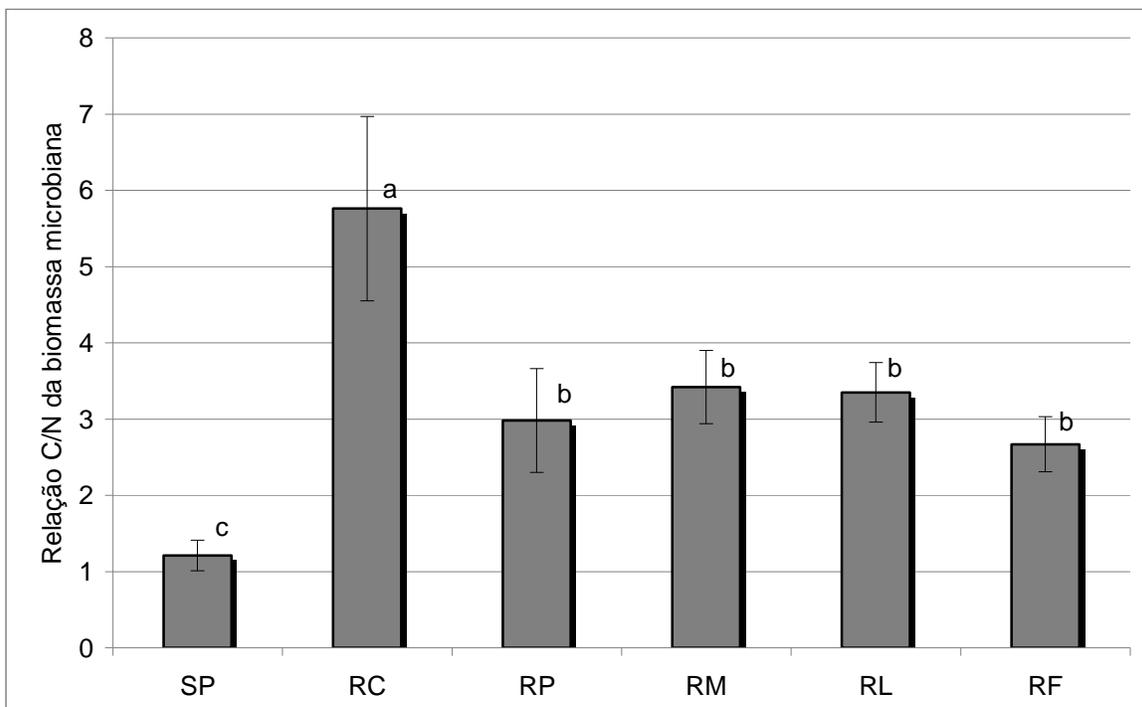


Figura 5. Relação carbono/nitrogênio da biomassa microbiana de Latossolo amarelo aos 98 dias de incubação. Onde: solo sem resíduo - SP; solo + resíduo celulose - RC; resíduo do pólo petroquímico - RP; resíduo de estação de tratamento de efluentes - RM; resíduo de laticínio - RL e resíduo de despolpamento de frutas – RF, respectivamente.

CONCLUSÕES

1. Os resíduos da ETE de laticínio, da ETE municipal, do pólo petroquímico e da indústria de despolpamento de frutas, exceto o oriundo da indústria de celulose, impactaram positivamente a população microbiana do solo.
2. Os atributos quociente metabólico, carbono da biomassa e nitrogênio da biomassa microbiana foram os que melhor representaram as modificações ocorridas ao ambiente microbiano com a incorporação dos resíduos orgânicos.
3. O resíduo de celulose “in natura” apresenta características químicas que limitam seu uso no solo por causar distúrbios as comunidades microbianas presentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEF, K. Estimation of soil respiration. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.) **Methods in soil microbiology and biochemistry**. New York: Academic Press, 1995. p.464-470.

ALEXANDER, M. **Introducción a la Microbiología del Suelo**. Cidade do México: Libros y Editoriales, 1980. 491p.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. **Soil Science**, v.130, p.211- 216, 1980.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSH, K. H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environment conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.25, p.393-395, 1993.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 66-75, 2007.

BARDGETT, R. D.; SAGGAR, S. Effect of heavy metal contamination on the shortterm decomposition of labeled (^{14}C) in a pasture soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.26, p. 727-733, 1994.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and release of soil N: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass N in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.17, p.837-842, 1985.

BROOKES, P. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology & Fertility of Soils**, v.19, p.269-279, 1995.

BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.581-590, 2007.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**, 13th ed. Prentice Hall, New Jersey. 960p. 2002.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106).

CHAPIN, F. S. III; MOONEY, H. A.; CHAPIN, M. C. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**; Springer, 2002.

CHEN, T. H.; CHIU, C. Y.; TIAN, G. L. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest. **Pedobiologia**, v.49, p.645–53, 2005.

COOPERBAND, L. R.; STONE, A. G.; FRYDA, M. R.; RAVET, J. L. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. **Compost Science & Utilization**, v.11, p.113–124, 2003.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, 1999. 370p.

FENG, W. T.; ZOU, X. M.; SCHAEFER, D. Above and belowground carbon inputs affect seasonal variations of soil microbial biomass in a subtropical monsoon forest of southwest China. **Soil Biology & Biochemistry**, v.41, p.978–83, 2009.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p.991-996, 1999.

FIORETTO, A.; PAPA, S.; SORRENTINO, G.; FUGGI, A. Decomposition of *Cistus incanus* leaf litter in a Mediterranean maquis ecosystem: mass loss, microbial enzyme activities and nutrient changes. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p.311–321, 2001.

FORTES NETO, P. **Degradação de bio sólido incorporado ao solo avaliado através de medidas microbiológicas**. Piracicaba, 2000. 113f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

FRIEDEL, J. K.; MUNCH, J. C.; FISCHER, W. R. Soil microbial properties and the assessment of available soil organic matter in a haplic luvisol after several years of different cultivation and crop rotation. **Soil Biology & Biochemistry**, v.28, p.479–488, 1996.

GAMA-RODRIGUES, E. F. da. **Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes** In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.) Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas Tropicais & Subtropicais. Porto Alegre: Ed. Gênese, 1999. cap.11. p.227-243.

GAMA-RODRIGUES, E. F. da. **Carbono e Nitrogênio da biomassa microbiana do solo e da serrapilheira de povoamentos de eucalipto**. Seropédica, 1997. 108f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

HATCH, D. J.; LOVELL, R. D.; ANTIL, R. S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. M. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. **Biology & Fertility of Soils**, v.30, p.288-293, 2000.

INSAM, H.; DOMSCH, K. H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microbial Ecology**, v. 47, p.177-188, 1988.

ISLAM K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology & Fertility of Soils**. v.27, p.408-416, 1998.

JORDAN, D.; KREMER, R. J.; BERGFELD, W. A.; KIM, K. Y.; CACNIO, V. N. Evaluation of microbial methods as potential indicators of soil quality in historical agricultural fields. **Biology & Fertility of Soils**, v.19, p.297–302, 1995.

KANAZAWA, S.; ASAKAWA, S.; TAKAI, Y. Effect of fertilizer and manure application on microbial numbers, biomass and enzyme activities in volcanic ash soils. **Soil Science & Plant Nutrition**, v.34, p.429– 439, 1988.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. 3ed. Piracicaba, 2002. 171p.

LOVELL, R. D.; JARVIS, S. C. Soil microbial biomass and activity in soil from different grassland management treatments stored under controlled conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v.30, p.2077-2085, 1998.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: Carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.505-519, 2002.

REICHARDT, W.; INUBUSHI, K.; TIEDJE, J. **Microbial processes in C and N dynamics**. In: Carbon and Nitrogen Dynamics in Flooded Soils, eds. Kirk, G. J. D.; Oik, D. C. IRRI, 2000, p.101-146.

SAITO, M. L. **O uso de lodo de esgoto na agricultura: Precauções com os contaminantes orgânicos**. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2007. 36p. (Meio Ambiente. Documentos, 64). Disponível em: http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_64.pdf. Acesso em 18 abr. 2009.

SAS Institute Inc., **SAS® 9.1.2 Qualification Tools User's Guide**, Cary, NC: SAS Institute Inc., 2004.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; DYNIA, J. F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.353-364, 2006.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.36, p.831-840, 2001.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. 4p. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado Técnico, 99).

SILVAN, N.; VASANDER, H.; KARSISTO, M.; LAINE, J. Microbial immobilization of added nitrogen and phosphorus in constructed wetland buffer. **Applied Soil Ecology**, v.24, p.143-149, 2003.

SPARLING, G. P.; WEST, A. W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells. **Soil Biology and Biochemistry**, v.20, p.337-343, 1988.

SUZUKI, T.; USUI, I.; TOMITA, Y. K.; KONO, S.; TSUBURA, H.; MIKI, Y.; HASEGAWA, K. Effects of acid extracts of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) and carrot (*Daucus carota* L.) wastes from the food industry on the growth of some crops and weeds. **Weed Biology and Management**, v.1, p.226–230, 2001.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Solos, 1995. (Boletim Técnico, 5).

TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, C.; GIL-SOTRES, F.; SEOANE, S. Towards a biochemical quality index for soils: an expression relating several biological and biochemical properties. **Biology & Fertility of Soils**, v.26, p.100–106, 1998.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, v.19, p.703-707, 1987.

VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO₂ e N mineral em um Podzólico Vermelho-Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.35-42, 2000.

VARGAS, L. K.; SELBACH, P. A.; SÁ, E. L. S. de. Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, v.35, p.76-83, 2005.

WARDLE, D. A. **Metodologia para a quantificação da biomassa microbiana do solo**. In: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. Manual de métodos empregados em

estudos de microbiologia agrícola. Brasília: Embrapa, 1994. 542p. (Embrapa-CNPAF. Documentos, 46).

WRIGHT, C. J; COLEMAN, D. C. Cross-site comparison of soil microbial biomass, soil nutrient status, and nematode trophic groups. **Pedobiologia**, v.44, p.2–23, 2000.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A influência do reaproveitamento agrícola de resíduos orgânicos gerados nas cidades e indústrias sobre o potencial agrícola, produtividade e sustentabilidade, torna seu estudo essencial para a avaliação das formas de utilização, e importante para subsidiar a definição de técnicas a serem utilizadas visando aumentar seu potencial de uso e diminuir os riscos ambientais. As discussões sobre o uso de resíduos urbanos e industriais na agricultura e as metodologias para sua avaliação e utilização vêm sendo realizadas e propostas há algumas décadas.

Os métodos para o cálculo de aplicação baseados nas quantidades de elementos que se encontram em maior concentração têm demonstrado grande aplicabilidade nas condições de uso do solo em ambiente tropical ou aqueles baseados na recomendação da necessidade de nitrogênio pelas culturas apresentam também facilidade de cálculo, entretanto eles falham em não considerar as variações nos valores referentes as frações de mineralização do carbono e nitrogênio de cada resíduo especificadamente, além de muitas não considerarem o efeito sobre os microrganismos nativos do solo.

A cinética de mineralização do N orgânico dos diferentes resíduos teve uma estreita relação com a relação C/N do material a qual também se relacionou com a mineralização do C. Entre os resíduos estudados o resíduo da indústria de celulose foi o que apresentou o maior período de imobilização, em torno de 70 dias. A cinética de mineralização de N foi acelerada pela adição do composto fermentado Bokashi.

O uso de diferentes resíduos não gerou distúrbios a microbiota, exceto o resíduo da indústria de celulose, que por apresentar elevada relação C/N e reduzido teor de nitrogênio, impediu sua imediata disponibilidade aos microrganismos, que dependem da redução da relação C/N através da perda de carbono na forma de C-CO₂ para sua utilização. O resíduo do pólo petroquímico e da estação de tratamento de esgoto municipal seguido do resíduo da estação de tratamento de esgoto de laticínio e da indústria de despolpamento de frutas apresentaram os melhores potenciais para o uso agrícola.

Os resultados obtidos a partir da mineralização do carbono e nitrogênio dos diferentes resíduos orgânicos permitem estimar a quantidade de resíduo a ser aplicada, evitando assim perdas de nitrogênio através da lixiviação no solo que pode gerar prejuízos do ponto de vista econômico, pois este nutriente na forma de fertilizante mineral gera custos onerosos.

Também ao fato de evitar a contaminação do lençol freático pelo íon nitrato que pode causar a morte de animais jovens e bebês que ingerirem a água contaminada, além de permitir estimar a época adequada para a incorporação dos resíduos, com base no período de maior necessidade de nitrogênio pela cultura agrícola em questão. O contrário também é verdadeiro, pois após a incorporação do resíduo o produtor saberá a época adequada para iniciar o plantio.

Os resultados obtidos a partir dos atributos microbianos possibilitam confirmar que a maior parte dos resíduos estudados não apresenta riscos aos microrganismos presentes no solo, ao contrário, eles estimulam tais populações.