

MARIA DOROTÉIA MARÇAL DA SILVA

**ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DE NEOSSOLO E PRODUTIVIDADE DO FEIJÃO-
CAUPI APÓS TRÊS ANOS DE APLICAÇÕES CONSECUTIVAS DE LODO DE
CURTUME COMPOSTADO**

TERESINA-PI

2012

MARIA DOROTÉIA MARÇAL DA SILVA

**ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DE NEOSSOLO E PRODUTIVIDADE DO FEIJÃO-
CAUPI APÓS TRÊS ANOS DE APLICAÇÕES CONSECUTIVAS DE LODO DE
CURTUME COMPOSTADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Piauí, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Agronomia, área de concentração: Produção Vegetal.

Orientador: **Prof. Dr. ADEMIR SÉRGIO FERREIRA DE ARAÚJO**

TERESINA-PI

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

S586a

Silva, Maria Dorotéia Marçal da

Atributos biológicos de Neossolo e produtividade do feijão-caupi após três anos de aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado / Maria Dorotéia Marçal da Silva - 2012.
83 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2012.

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo.

1. Resíduo industrial 2. Microbiota do solo 3. Elementos
- traço I. Título.

CDD 631. 843

**ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DE NEOSSOLO E PRODUTIVIDADE DO FEIJÃO-
CAUPI APÓS TRÊS ANOS DE APLICAÇÕES CONSECUTIVAS DE LODO DE
CURTUME COMPOSTADO**

MARIA DOROTÉIA MARÇAL DA SILVA

Engenheira Agrônoma

Aprovada em 29/03/2012

Comissão Julgadora:



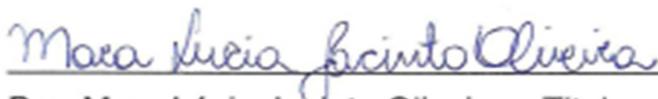
Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo - Presidente
CCA/UFPI



Dr. Fábio Fernando de Araújo – Titular
UNOESTE/Presidente Prudente



Dr. Valdinar Bezerra dos Santos - Titular
UESPI/Parnaíba



Dra. Mara Lúcia Jacinto Oliveira – Titular
CCA/UFPI

"Se você pensa que pode ou sonha que pode, comece. Ousadia tem genialidade,
poder e mágica. Ouse fazer e o poder lhe será dado."

Ghoethe

Aos meus queridos pais, João e Fátima.
Aos meus irmãos Ricardo, Socorro, Dasdores e Jaqueline.
As minhas sobrinhas Amanda Thais e Isabella.

OFEREÇO

Ao meu amor, Édson Santos pelo
companheirismo e dedicação.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À DEUS por iluminar minha vida e pela graças derramadas sobre mim.

Ao professor Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo pela orientação, confiança e ensinamentos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal do Piauí (UFPI), pela oportunidade de concessão do Título de Mestre.

Ao Departamento de Engenharia Agrícola e Solos em especial a coordenação do Laboratório de Fertilidade do Solo da UFPI pelo apoio na realização das análises.

A Universidade Estadual Paulista – UNESP, Jaboticabal pela realização de algumas análises.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Aos amigos Marcus Willame, Luciano Lima, Jeová Lira e Edilson Ramos pela valiosa colaboração sempre que precisei.

Ao meu cunhado Anderson Silva pela inestimável ajuda com as atividades de campo.

À Maiany Carvalho pela amizade e pelos incontáveis momentos de alegria e sufoco compartilhados.

Aos amigos do mestrado em Agronomia, pelo convívio e amizade, em especial Iúna Gonçalves, Antônia Farias, Ricardo Silva, Agenor Rocha, Teófilo Fernandes, Kelly Santos e José Ribamar.

Ao secretário do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Vicente de Sousa Paulo, pela atenção e disponibilidade em ajudar.

E a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a conclusão desta importante etapa.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Lodo de curtume e uso na agricultura	3
2.2 Lodo de curtume compostado	4
2.3 Atributos biológicos do solo.....	6
2.3.1 Biomassa microbiana do solo.....	8
2.3.2 Respiração basal e induzida pelo substrato	10
2.3.3 Quociente metabólico.....	12
2.3.4 Atividade das enzimas do solo	12
2.4 A cultura do feijão-caupi	15
2.5 Efeito do lodo de curtume na produtividade e no acúmulo de elementos-traço nas plantas	16
3 MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 Localização e condições climáticas da região do estudo.....	19
3.2 Características do lodo de curtume compostado	19
3.3 Características do solo.....	19
3.4 Tratamentos e condução experimental	22
3.5 Amostragem e avaliação dos atributos biológicos do solo.....	23
3.5.1 Amostragem do solo.....	23
3.5.2 Determinação do carbono da biomassa microbiana	24
3.5.3 Determinação da respiração basal e induzida pelo substrato	26

3.5.4 Determinação do quociente metabólico	27
3.5.5 Determinação da atividade da desidrogenase	27
3.5.6 Determinação da hidrólise de diacetato de fluoresceína	27
3.6 Avaliação da massa seca da parte aérea e teor de elementos-traço nas folhas	28
3.7 Avaliação do número de vagem, da produtividade e elementos-traço nos grãos.....	29
3.8 Análise estatística	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
4.1 Biomassa e atividade microbiana do solo após três anos de aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado.....	30
4.2 Acúmulo de elementos-traço e produtividade do feijão-caupi após três anos aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado	41
5 CONCLUSÕES	50
6 REFERÊNCIAS	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características químicas do lodo de curtume compostado (LCC) utilizado nos três anos de experimento e valores da concentração máxima permitida (CMP) pela legislação para uso agrícola.....	20
Tabela 2. Características químicas do solo antes do experimento (análise inicial) e no final do primeiro (2009), segundo (2010) e terceiro (2011) ano de cultivo	21
Tabela 3. Quantidades de lodo de curtume compostado (LCC) aplicados em três anos de cultivo de feijão-caupi	23
Tabela 4. Carbono da biomassa microbiana (CBM) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC)	30
Tabela 5. Respiração basal (RB) do solo aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC)	32
Tabela 6. Respiração induzida pela celulose e glucose aos 7, 30 e 60 após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC)	34
Tabela 7. Quociente microbiano (qCO_2) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo e curtume compostado (LCC)	35
Tabela 8. Atividade da desidrogenase (DHA) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC)	36
Tabela 9. Hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC)	37
Tabela 10. Coeficiente de correlação linear simples entre parâmetros biológicos e elementos-traço no solo, aos 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC).....	40
Tabela 11. Coeficiente de correlação linear simples entre componentes de produtividade e elementos-traço em folhas e grão de feijão-caupi, aos 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC)	48

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Quantidade acumulada de Cr, Cd, Ni e Pb em folhas de feijão-caupi após três anos de aplicações de lodo de curtume compostado e NPK.....	42
Figura 2. Quantidade acumulada de Cr, Cd, Ni e Pb em grãos de feijão-caupi após três anos de aplicações de lodo de curtume compostado e NPK.....	44
Figura 3. Massa seca da parte aérea (MSPA), número de vagem por planta (NVP) e produtividade de grãos (PG) do feijão-caupi após três anos de aplicações de lodo de curtume composto e NPK	46

ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DE NEOSSOLO E PRODUTIVIDADE DO FEIJÃO-CAUPI APÓS TRÊS ANOS DE APLICAÇÕES CONSECUTIVAS DE LODO DE CURTUME COMPOSTADO

Autora: Maria Dorotéia Marçal da Silva

Orientador: Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

RESUMO

Os resíduos da indústria curtumeira apresentam elementos que são nutrientes para as plantas e microrganismos do solo. Porém, a presença de elementos-traço como o Cr, Cd, Ni e Pb constitui risco de contaminação ambiental. Objetivou-se com este trabalho avaliar o efeito do lodo de curtume compostado após três anos de aplicações, nos atributos biológicos do solo, na produtividade e acúmulo de elementos-traço em plantas de feijão-caupi. Os tratamentos utilizados nos dois primeiros anos (2009 e 2010) foram: 0 (controle), 5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ de lodo de curtume compostado (LCC), além de um tratamento adicional com NPK, aplicados anualmente. No ano de 2011, os tratamentos com LCC tiveram suas doses reduzidas para 2,5, 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹. Aos 7, 30 e 60 dias após a aplicação do LCC no solo, foram avaliados o carbono da biomassa microbiana (CBM), a respiração basal (RB), a respiração induzida pela celulose (RIS-C) e glucose (RIS-G), o quociente metabólico (qCO_2), a atividade da desidrogenase (DHA) e hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA). Aos 35 dias após a emergência das plantas (DAE) foi avaliado a massa seca da parte aérea (MSPA) e os teores de Cr, Cd, Ni e Pb nas folhas. Aos 60 DAE foram determinado número de vagens por planta (NVP), a produtividade dos grãos (PG) e os teores dos elementos-traço nos grãos. Independente do tratamento com LCC, maiores incrementos do CMB, RB, RIS-C e RIS-G foram observados aos sete dias após aplicação do resíduo. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos quanto ao qCO_2 . Os teores de Cr nas folhas estão acima do limite máximo permitido para tecido vegetal. O efeito das aplicações do LCC na MSPA, NVP e PG permitiu que os dados fossem ajustados a um modelo de alta significância. O LCC promoveu aumento no CBM, na RB, na RIS-C e RIS-G. A atividade da DHA e FDA foram afetadas negativamente pela aplicação do LCC. A aplicação do LCC promoveu efeito significativo para o Cr nas folhas e para o Cd nos grãos. As doses do LCC aumentaram a produção de MSPA, o NVP e a PG, com melhor desempenho na dose acumulada de 50 Mg ha⁻¹.

Palavras-chave: Resíduo industrial, microbiota do solo, elementos-traço.

**BIOLOGICAL ATTRIBUTES OF NEOSSOLO AND PRODUCTIVITY OF COWPEA
AFTER THREE YEARS OF CONSECUTIVE TANNERY SLUDGE COMPOST
AMENDMENT**

Author: Maria Dorotéia Marçal da Silva

Advisor: Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

SUMMARY

Wastes from tannery industries show chemical elements with potential to use as plants and microorganisms nutrients. However, presence of trace elements such as Cr, Cd, Ni and Pb becomes high environmental risks. The aim of this study was to evaluate the effect of composted tannery sludge (CTS) after three years of application on soil biological attributes, plant yield and accumulation of trace elements in cowpea. In the first two years the treatments were: 0 (control), 5, 10, 20 and 40 Mg ha⁻¹ CTS. An additional treatment was included with NPK fertilization. At the third year, the rates were 0, 2.5, 5, 10 and 20 Mg ha⁻¹ TSC. The evaluations were done at 7, 30 and 60 days after TSC amendment. The evaluated variables were microbial biomass C (MBC), soil respiration (SR) and substrate induced respiration (SIR), respiratory quotient ($q\text{CO}_2$) and enzymes activities. The trace elements were evaluated at 35 days after plant emergence. In the harvest, it was determined plant yield and trace elements in the grain. Regardless of treatment with CTS, largest increments of the MBC, SR, SIR-C and SIR-G were observed to seven days after application of the residue. There were no significant differences between treatments on the $q\text{CO}_2$. Contents of Cr in the leaves are above the maximum limit allowed to plant tissue. The effect of production components applications allowed the data were adjusted to a model of high significance. Activity of enzymes has been negatively affected by the application of CTS. The application of CTS promoted significant effect for the Cr in the leaves and to the Cd in the grain. The doses of CTS promoted increase in productivity, with better performance in cumulative dose of 50 Mg ha⁻¹.

Key words: Industrial waste, soil microbiota, trace elements.

1 INTRODUÇÃO

A cadeia produtiva de couro no Brasil é um dos grandes motores da economia nacional e com relevante contribuição na geração de empregos. Atualmente, o Brasil é um dos maiores produtores e exportadores mundiais de couro e com perspectivas de crescimento. Especialmente, no estado do Piauí a atividade tem pequeno destaque, porém encontra-se em desenvolvimento. Atrélado ao desenvolvimento da indústria curtumeira no mundo surge simultaneamente problemas ambientais, devido à geração cada vez maior de resíduos.

Na indústria curtumeira são produzidos resíduos, dentre os quais está o lodo de curtume, gerados durante a transformação da pele em couro. Durante esta etapa, a pele é tratada com diversos produtos químicos, contendo ácidos, fenóis, sulfetos, sulfatos, hidróxidos e tenso-ativos. Após isto, são eliminados pêlos, restos de peles e um material com elevada carga orgânica e inorgânica. Esse material apresenta elementos que são nutrientes para as plantas e microrganismos do solo. Porém, a presença de elementos-traço como o cromo (Cr), cádmio (Cd), níquel (Ni) e chumbo (Pb) constitui alto risco de contaminação ambiental.

No Brasil, a principal forma de descarte do lodo de curtume é em aterros industriais. Este descarte é desfavorável e constitui custo elevado de manutenção para as indústrias, em função de requerer grandes áreas e concentrar materiais tóxicos no solo. Há de se encontrar outras alternativas economicamente viáveis e ecologicamente corretas para disposição final.

Em virtude do lodo de curtume apresentar potencial fertilizante e corretivo da acidez do solo, o seu uso agrônômico torna-se uma alternativa potencial para destinação final, além de promover uma redução no uso de fertilizantes minerais. Nos últimos anos, a aplicação direta do lodo de curtume em áreas agrícolas, vem sendo intensamente estudada. Os resultados têm mostrado efeitos positivos no crescimento vegetal e melhorias da fertilidade do solo. Entretanto, alguns estudos mostram efeitos negativos do lodo sobre a microbiota do solo, elevação do pH e aumento nos teores de Cr.

Atualmente, a compostagem é sugerida como alternativa mais eficiente de reciclagem de resíduos de origem industrial, por promover redução do potencial de toxidez e eliminação de patógenos presente no material residual. O processo de compostagem é essencialmente biológico, através do qual os microrganismos convertem resíduos orgânicos em material estável, conhecido como composto. A utilização de lodo de curtume compostado (LCC) tem mostrado ausência de efeito negativo sobre a atividade dos microrganismos e seus processos

metabólicos. Porém, são necessários mais estudos, tendo em vista, a escassez de trabalhos com LCC e que utilizam os atributos biológicos, o desenvolvimento das plantas e o acúmulo de elementos-traço nas diferentes partes das plantas, como variáveis respostas ao uso do lodo compostado na agricultura.

Os atributos biológicos são os mais utilizados para avaliar efeitos de resíduos poluentes adicionado ao solo, por serem sensíveis e responderem rapidamente as mudanças no ambiente solo. Dentre eles, temos: a biomassa microbiana do solo (BMS), que controla o fluxo e a ciclagem de nutrientes; a respiração basal (RB), principal medida da atividade microbiana e que reflete a decomposição da matéria orgânica; o quociente metabólico (qCO_2), indicador de eficiência e estresse microbiano; a respiração induzida por substrato (RIS), que é uma medida para avaliar impactos por substâncias tóxicas e a atividade de enzimas, como a desidrogenase (DHA) e hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), que atuam como catalisadores biológicos. Assim, a avaliação destes atributos torna-se uma ferramenta importante no monitoramento ambiental do uso do lodo de curtume compostado, tanto do ponto de vista do descarte no solo, como do uso agrícola.

É importante também, obter conhecimento do efeito de aplicações consecutivas do LCC, no crescimento e produtividade das plantas, juntamente com a capacidade acumulativa dos elementos-traço em culturas agrícolas específicas, uma vez que os elementos-traço acumulam-se de forma distintas nas diferentes partes e espécies de plantas.

A realização de pesquisas, voltadas para definir uma dose do LCC que venha a melhorar as propriedades biológicas do solo e o desenvolvimento do feijão-caupi, e justificada pelo grande volume de lodo produzido anualmente, pelo potencial fertilizante do resíduo e pela importância econômica e social do feijão, além da responsabilidade de encontrar formas mais sustentáveis de uso deste material no solo.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do lodo de curtume compostado após três anos de aplicações, nos atributos biológicos do solo, na produtividade e acúmulo de elementos-traço em plantas de feijão-caupi.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Lodo de curtume e uso na agricultura

O Brasil detém o maior rebanho bovino comercializável do mundo, estimado em 206 milhões de cabeças, além de 16 milhões de ovinos, 10 milhões de caprinos e 1,6 milhão de bubalinos (ANUALPEC, 2008). O país é considerado o segundo maior produtor e o quarto maior exportador de couro do mundo, processando cerca de 44 milhões de unidades por ano (CICB, 2010). Dados recentes indicam que o País é possuidor de cerca de 834 indústrias de curtumes, das quais seis se encontram no Piauí (RAIS-MTE, 2009).

A cadeia produtiva de peles e couros é responsável por uma relevante parcela da economia brasileira e encontra-se entre os segmentos de grande potencial competitivo no mercado (PEREIRA et al., 2005). No entanto, a indústria de curtume produz resíduos, dentre os quais está o lodo de curtume. Ao transformar a matéria prima (couro cru) em couro processado são gerados aproximadamente 10 kg de lodo (base seca) por pele (CAVALLET & SELBACH, 2008), ou 440.000 toneladas.

Os lodos de curtume são constituídos de materiais orgânicos de origem animal e sais inorgânicos, sendo que alguns desses componentes são nutrientes para o crescimento e desenvolvimento das plantas e microrganismos do solo (SELBACH et al., 1991; MARTINES et al., 2006). Esses lodos concentram também elevadas cargas poluidoras, como fenóis, sulfetos, sódio e principalmente, o Cr, compostos químicos não desejáveis do ponto de vista ambiental e agrícola (SELBACH et al., 1991; CAVALLET & SELBACH, 2008).

O cromo encontrado no resíduo de curtume apresenta-se na forma trivalente (Cr^{3+}). Neste estado químico o elemento é considerado estável no solo e essencial a nutrição humana (MERTZ, 1969). Entretanto, o Cr^{3+} pode torna-se tóxico, devido o seu acúmulo constante, associado à complexa dinâmica do elemento no solo, que em determinadas condições pode oxidar-se à forma hexavalente (Cr^{6+}). Esta forma é altamente solúvel e móvel, além de ser tóxica para as plantas, animais e seres humanos (CASTILHOS, et al., 2000). Além disso, outros elementos-traço como, o zinco (Zn), cobre (Cu), Pb, Ni e Cd quando acima de valores limites, apresentam também, potencial de poluição ambiental.

Em função de elevados teores de elementos-traço nos lodos de curtume, as formas de disposições são motivos de preocupação constante. Dentre as principais alternativas de tratamento e destino final de lodos de curtume no Brasil, incluem sua disposição em aterros

industriais e várias formas de disposição no solo, tais como a recuperação de áreas degradadas e uso como fertilizante em culturas como, milho, soja, feijão e pastagens (WADT, 2005; FERREIRA et al., 2003; GONÇALVES, 2011; BOTREL et al., 1999).

A disposição direta do lodo de curtume na superfície do solo é causa de muitas controvérsias. Segundo Santos et al. (2011), os resíduos de curtume constituem grave risco de contaminação do solo, vegetação e águas subterrâneas. Por outro lado, Larson & Pierce (1994), afirmam que o solo atua como um “tampão ambiental” na atenuação e degradação de compostos químicos prejudiciais ao meio ambiente.

Constitui exigência na legislação ambiental, que os resíduos industriais devam receber tratamentos que proporcionem a degradação, transformação e/ou imobilização dos constituintes, de tal forma, que ao final do tratamento atendam padrões de qualidade sem riscos ao ambiente, a saúde e conforto do homem (BERTELLI, 2007). De acordo com a norma técnica NBR 10004 (2004), por conter cromo o resíduo proveniente do processo de curtimento é enquadrado como resíduo perigoso (classe I), devendo ser estocado em aterros construídos especificamente para resíduos perigosos.

Embora exista o risco de contaminação do solo com o uso de lodo de curtume, quando bem manejados, definidos e respeitado os critérios técnicos agrônômicos, sua utilização na agricultura torna-se uma alternativa viável de descarte, diante da composição variável do resíduo, com elevado teor de matéria orgânica (COSTA et al., 2004), macro e micronutrientes (ARAÚJO et al., 2007). Além do potencial de correção da acidez do solo, podendo substituir a calagem (KONRAD & CASTILHOS, 2002; FERREIRA et al., 2003; ARAÚJO et al., 2008a).

A matéria orgânica (MO) presente no lodo de curtume pode exercer papel importante na manutenção da qualidade do solo (PEDRA et al., 2007). A MO atua na redução da erosão do solo, no aumento da produtividade das plantas e biomassa microbiana do solo (ARAÚJO et al., 2009a). Além disso, a MO fornece nutrientes para as plantas reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos, sobretudo, N (RIBEIRO & MELLO, 2008). Segundo Borges (2003), o uso de resíduo de curtume é viável, podendo substituir em parte o adubo químico.

2.2 Lodo de curtume compostado

A estimativa da produção de resíduos sólidos urbanos e industriais aumenta a cada ano e juntamente, a busca por caminhos mais sustentáveis para a reutilização. Uma alternativa de

tratamento ecologicamente atraente e economicamente viável é a reciclagem dos resíduos pelo processo de compostagem.

A compostagem é um processo de estabilização por meio da decomposição aeróbia de resíduos (CAI et al., 2007), no qual a ação de microrganismos e suas enzimas transformam resíduos orgânicos em matéria orgânica estável, o húmus (KHALIL et al., 2011). Este processo reduz e inativa patógenos (KUHLMAN, 1990; COSTA et al., 2005), podendo diminuir a toxicidade de material residual (FRASSINETTI et al., 1990; ARAÚJO et al., 2001; ARAÚJO & MONTEIRO, 2005).

O processo de compostagem compreende fases distintas de decomposição. Segundo Miller (1992), a predominância de espécies de microrganismos e suas atividades metabólicas determinam a fase em que se encontra o processo de compostagem.

A fase inicial é dividida em duas etapas: a primeira é rápida e denominada de mesofílica e predominam bactérias, que são responsáveis pela quebra inicial da matéria orgânica e liberação de calor (CORRÊA, 1982) e fungos que utilizam a matéria orgânica sintetizada pelas bactérias como fonte de energia (PEREIRA NETO, 2007). Esses microrganismos são produtores de ácidos e degradam proteínas, amidos e açúcares (TURNER, 2002). Com o aumento de temperatura (em torno de 65 °C) acontece à segunda etapa termofílica, com atuação de actinomicetos, bactérias e fungos termófilos (RIFFALDI et al., 1986). Nesta etapa, ocorre a máxima decomposição dos compostos (SNELL, 1991), em que bactérias degradam lipídios e frações de hemicelulose, enquanto fungos e actinomicetos decompõem celulose e lignina (KIEHL, 1985). A liberação de calor gerado elimina os microrganismos patogênicos, tornando o material compostado mais seguro para utilização pelos agricultores (ARAÚJO et al., 2009a).

Posteriormente, ocorre a fase de bioestabilização, onde há redução de temperatura da massa orgânica, que se estabiliza na temperatura ambiente (FERNANDES, 2000). A fase final compreende a maturação e mineralização dos componentes da matéria orgânica, para a formação do composto orgânico (KIEHL, 1985). O composto orgânico apresenta benefícios para o crescimento das plantas e atua como condicionador do solo (KIEHL, 1998; ARAÚJO et al., 2008b; VALENTE, et al., 2009; KHALIL et al., 2011), mantendo ou melhorando a sua qualidade (LARNEY & HAO, 2007).

A compostagem é uma tecnologia antiga utilizada para as mais diversas fontes orgânicas, sendo que para todos os resíduos, o método de compostagem apresenta características e processos similares (VERGNOUX et al., 2009). Segundo Bidone (2001), a eficiência do processo depende da ocorrência de condições favoráveis, como temperatura,

umidade, aeração, pH, tipo de material orgânico, relação carbono/nitrogênio (C/N), granulometria e dimensões das leiras. Estes fatores atuam simultaneamente e para efeito de qualidade do composto devem ser controlados.

Emerson (2004), afirma que na produção de composto orgânico o problema concentra-se nos resíduos de origem urbana e industrial, que geralmente são contaminados por produtos químicos tóxicos. De acordo com Richard (1992), os elementos-traço não são biodegradados pelo processo de compostagem.

Araújo & Monteiro (2006) estudaram o efeito do uso de lodo têxtil compostado e não compostado sobre os microrganismos do solo, e observaram que o não compostado causou efeito negativo na biomassa microbiana do solo. Já o lodo compostado teve efeito positivo na biomassa e atividade microbiana e no número de bactérias, melhorando a capacidade de reciclagem do carbono do solo.

Em relação à aplicação de composto de origem urbana e industrial no solo, trabalhos têm relatado efeitos benéficos sobre os microrganismos do solo, na nodulação, no crescimento radicular, na massa seca da parte aérea e na produtividade de culturas, como soja, feijão-caupi, cevada, arroz e pinheiro (WEI & LIU, 2005; SELIVANOVSKAYA & LATYPOVA, 2006; ARAÚJO et al., 2007; ROCA-PEREZ et al., 2009; SANTOS, 2010; GONÇALVES, 2011).

Mesmo com diversas pesquisas afins, os resultados encontrados ainda não permitem uma definição, quanto ao manejo e a quantidade de lodo de curtume compostado ou de outros resíduos com potencial poluente, que se deve aplicar ao longo do tempo sem causar impactos negativos. Portanto, são necessário conhecimento das transformações de cada elemento químico, do mecanismo de adsorção e precipitação do lodo, do efeito de estabilização do material, do processo de humificação que ocorre durante a compostagem (HAROUN et al. 2009) e dos efeitos do resíduo nas propriedades do solo, sobretudo na biológica (FERNANDES et al., 2005). Além disso, sobre o acúmulo de elementos-traço nos grãos das culturas agrícolas (SILVA et al., 2007).

2.3 Atributos biológicos do solo

O sistema solo é uma mistura complexa de minerais, nutrientes, matéria orgânica e organismos vivos, do qual todos os outros sistemas tróficos terrestres são dependentes (PEREZ-DE-MORA et al., 2005), desta forma, o solo apresenta atributos físicos, químicos e biológicos inter-relacionados. Tais atributos desempenham funções fundamentais no

equilíbrio do ecossistema e interação na definição de sua qualidade. A qualidade do solo, embora não medida diretamente pode ser inferida pelas mudanças nos atributos indicadores (SEYBOLD et al., 1997).

Os atributos indicadores de qualidade do solo medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema (ARAÚJO & MONTEIRO, 2007) e podem ser utilizados para monitorar três funções básicas: estrutura ou desenvolvimento do solo, estoque de nutrientes e atividade biológica (GREGORICH et al., 1994).

Os organismos do solo, representado pelos microrganismos desempenham papel importante na manutenção da qualidade do solo, por atuarem nos processos de transformação da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e degradação de poluentes (HANEY et al., 2003; ARAÚJO & MONTEIRO, 2006; ZATORRE, 2008; ARAÚJO et al., 2009a; GONÇALVES et al., 2009). Neste sentido, os atributos biológicos têm sido amplamente utilizados pela capacidade de responder mais rapidamente a mudanças no ambiente, derivadas do uso e práticas de manejo, como as promovidas pela aplicação de resíduos orgânicos (ROGERS & TATE III, 2001; DEBOSZ et al., 2002).

O uso dos atributos biológicos são ferramentas bastante úteis no monitoramento da poluição do solo, e vêm sendo utilizados na avaliação de impactos ambientais pelo uso de resíduos de curtume (CAVALLET & SELBACH, 2008). A adição de lodo de curtume promove alterações na biologia do solo e na atividade dos microrganismos, que se tornam mais intensa em níveis elevados do resíduo (CASTILHOS et al., 2000; KONRAD & CASTILHOS, 2002; FERREIRA et al., 2003; MARTINES et al., 2006).

Os microrganismos do solo são mais sensíveis aos elementos-traço do que plantas ou animais, e em muitos casos são observados efeitos nocivos de elementos-traço sobre os microrganismos do solo em concentrações consideradas seguras para os vegetais ou animais (ABAYE et al., 2005). Elementos-traço como Cr, Zn, Cu, Mn e Fe são conhecidos por desempenhar um papel fundamental no metabolismo das células microbianas. No entanto, quantidades excessivas desses elementos são tóxicas a todos os organismos vivos (CHOUDHURY & SRIVASTAVA, 2001). Enquanto que, elementos-traço como o Cd e Pb não executam qualquer função metabólica útil as células microbianas, sendo tóxicas mesmo em pequenas quantidades (HUMPHRIES, 2007).

Siqueira et al. (1994), enfatizaram que a deposição de materiais com altas concentrações de elementos-traço no solo, pode inibir em até 100% a atividade de microrganismos e seus processos. Por outro lado, Baath (1989), afirma que altas concentrações de elementos-traço no solo podem não ser passíveis de ocasionar efeitos

deletérios sobre as atividades dos microrganismos, e inversamente, baixas concentrações podem produzir efeitos negativos. Estas informações contraditórias podem ser atribuídas a alterações da biodisponibilidade dos elementos-traço, em função do pH, conteúdo de matéria orgânica e de argila. Assim, como a diferenças na sensibilidade dos microrganismos ou seus processos aos elementos-traço.

Conforme, os critérios para seleção dos indicadores biológicos, dois ou mais atributos, independentes, devem ser utilizados no monitoramento de alterações ambientais (BROOKES, 1995). Nenhum indicador individualmente conseguirá descrever e quantificar todos os aspectos de melhorias do solo (STENBERG, 1999) e nem oferecer informações adequadas da ação de compostos xenobióticos sobre a comunidade de microrganismos do solo (JAHNEL et al., 1999).

A combinação de indicadores sensíveis a alterações ambientais, como BMS, RB, RIS, qCO_2 e atividade enzimáticas, tem sido os mais empregados para avaliar as consequências da disposição de resíduos industriais na biologia do solo e conseqüentemente, elucidar as modificações ambientais que ocorrem em curto e longo tempo.

2.3.1 Biomassa microbiana do solo

A BMS é conhecida como a parte viva da matéria orgânica, composta por todos os organismos vivos menores que $5 \times 10^3 \mu m^3$, representada por fungos, bactérias, actinomicetos, leveduras e representantes da microfauna como os protozoários (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). A BMS contém, em média, de 2 a 5% do carbono orgânico (JENKINSON & LADD, 1981). Por constituir a maior parte da fração viva e mais ativa da matéria orgânica (60 a 80%), a biomassa microbiana pode ser enquadrada como o compartimento central do ciclo do carbono (GAMA-RODRIGUES, 1999) e como componente na manutenção da fertilidade do solo (KHAN et al., 2006).

A contribuição da BMS na disponibilidade de nutrientes para as plantas surge de duas maneiras principais. Primeiro, a BMS é um importante reservatório de nutrientes e segundo, atua como um catalisador no ciclo do C, P, S e outros nutrientes essenciais às plantas (SMITH & PAUL, 1990). Desta forma, se a poluição reduzir o tamanho da BMS devido às perturbações funcionais, desnaturação de proteínas ou destruição da integridade de membranas celulares, conseqüentemente, afetará o ciclo dos nutrientes, levando a diminuição da produtividade dos solos.

A BMS é influenciada ainda pelas variações sazonais de umidade e temperatura, pelo manejo do solo, pelo cultivo e pela qualidade de resíduos adicionados ao solo. Por estes motivos, a biomassa microbiana pode ser utilizada para se obter informações rápidas sobre mudanças nas propriedades orgânicas do solo, detectar mudanças causadas por cultivos ou por devastação de florestas, medir regeneração dos solos após a remoção da camada superficial e avaliar efeitos de poluentes, como elementos-traço e pesticidas (FRIGHETTO, 2000).

O estudo da BMS tem implicações importantes na agricultura, pois quanto maior o reservatório biomassa microbiana, maior será a imobilização temporária de C e outros nutrientes no sistema solo (ALVAREZ et al., 1995). Em geral, a adição de resíduos orgânicos ao solo induz a um aumento da biomassa microbiana. No entanto, a matéria orgânica pode mascarar possível efeito deletério de elementos tóxicos presente em resíduos, como os de curtume sobre a microbiota do solo (LOPES, 2001).

Trabalhos constataram ação positiva de lodo curtume sobre o compartimento da BMS. Passianoto et al. (2001) aplicaram lodo de curtume nas concentrações 20, 40 e 60 Mg ha⁻¹ e verificaram em média, nas três épocas de amostragem (30, 60 e 120 dias), acréscimos no C microbiano em relação a testemunha de 13, 48 e 119%, respectivamente. Cavallet & Selbach (2008), trabalharam com o lodo de curtume nas dosagens de 15, 30 e 60 Mg ha⁻¹ e observaram que não acarretou prejuízos as populações microbianas, quando comparado a adubação mineral e ao solo em seu estado natural. Enquanto, Santos et al. (2011), avaliaram quatro níveis de LCC, em três épocas e em dois tipos de solos, e obtiveram maiores valores de BMS aos 15 dias em um solo arenoso e aos 30 em um argiloso, respectivamente, e menores valores aos 60 dias em ambos os solos. Os autores atribuíram o aumento da BMS ao crescimento dos microrganismos em resposta à presença de carbono prontamente disponível presente no lodo de curtume compostado.

Por outro lado, Smejkalova et al. (2003), encontraram inibição de até 50% da BMS em solos contaminados com Pb, Cd e Zn. Enquanto, Dias et al. (1998), observaram redução no C microbiano em até 80%, com aplicação de resíduo da indústria de zinco. Outros autores também relataram inibição significativa da BMS em solos com elevada presença de elementos-traço (AKMAL et al., 2005; KHAN, et al., 2006; OLIVEIRA & PAMPULHA, 2006; YONG-TAO et al., 2009). Giller et al. (1998), explicaram que o contato dos microrganismos com elementos-traço ocasiona a redução da BMS devido a morte instantânea de células microbianas e alterações na capacidade competitiva das mesmas no solo.

Redução da BMS varia de elementos-traços para elemento, em função da sua concentração no solo. Por exemplo, o Pb na concentração de 500 mg kg⁻¹ ocasiona um

declínio abrupto na BMS (GONG, et al., 2006), enquanto, o Cd promove uma redução no C microbiano em uma concentração bem menor (80-100 mg kg⁻¹) (AKMAL et al., 2005). Da mesma forma, a sensibilidade microbiana varia entre os diferentes elementos-traço em função de sua solubilidade nos solos. Akmal et al. (2005), encontraram uma redução maior do CBM quando exposto ao Cd do que ao Pb e atribuíram a maior solubilidade do Cd. A solubilidade dos elementos-traço ocorre na seguinte ordem Cd > Pb > Ni > Cr (SOON & ABBOD, 1993).

O pH também influencia a solubilidade e a disponibilidade dos elementos-traço no solo (NWUCHE & UGOJI, 2008). Aciego-Pietri & Brookes (2008) verificaram que em baixos valores de pH e elevado conteúdo de elementos-traço, a biomassa e atividade dos microrganismos são afetados negativamente, devido a capacidade oxidativa destes elementos em meio ácido. Entretanto, Utgikar et al. (2003) relataram que solos com pH neutro podem conter altos níveis de elementos-traço sem qualquer indicação de toxicidade para a biomassa microbiana.

2.3.2 Respiração basal e induzida pelo substrato

A respiração é um dos mais antigos parâmetros para quantificar a atividade microbiana. Representa a oxidação da matéria orgânica por organismos aeróbios do solo e pode ser avaliada através da liberação de CO₂ (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Pode-se medir a quantidade de CO₂ liberado de amostras de solo, pelo método da respiração basal (RB) (com a matéria orgânica preexistente) ou respiração induzida pelo substrato (RIS), adicionando-se uma fonte orgânica específica, como por exemplo, a glicose (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). 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).

A atividade respiratória é indicativa do carbono lábil ou prontamente metabolizável do solo (DORAN & PARKIN, 1994), sendo positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica e com a biomassa microbiana (ALEF, 1995). Sua medição é considerada uma estimativa indireta da velocidade de decomposição da matéria orgânica ou de algum material adicionado ao solo (ALEF, 1995; SEVERINO et al., 2004).

Alguns estudos evidenciam a atividade microbiana como um indicador altamente sensível a aplicação de resíduos industriais e urbanos (CARDOSO & FORTES NETO, 2000; CASTILHOS et al., 2000; ARAÚJO et al., 2003; ARAÚJO & MONTEIRO, 2006; SANTOS

et al., 2011). A respiração do solo pode em resposta à adição de resíduos com presença de elementos-traço, variar com o tempo de incorporação no solo e com a taxa de aplicação (CASTILHOS et al., 2000; KHAN & SCULLION, 2000; FERREIRA et al., 2003; MARTINES et al., 2006; SANTOS et al., 2011).

Aumentos significativos nas taxas de respiração têm sido observados após a adição de lodo de curtume, decrescendo com o passar do tempo. Martines et al. (2006) encontraram atividade mais intensa nos primeiros 15 a 20 dias, enquanto Ferreira et al. (2003) e Santos et al. (2011) verificaram maior liberação de CO₂ aos 30 dias. Esse comportamento pode ser atribuído a mineralização inicial do carbono orgânico prontamente oxidável, cuja exaustão conduz à redução do fluxo de CO₂ (MARTINES et al., 2006). Entretanto, Rajapaksha et al. (2004), observaram em um solo com elevada presença de elementos-traço, uma diminuição de 30% na taxa respiratória, permanecendo-se estável até aos 60 dias de incubação.

A adição de doses de resíduos de curtume promoveu acréscimos na produção de CO₂, não ocorrendo em nenhuma das doses inibição do processo respiratório (KONRAD, 2000; PASSIANOTO et al., 2001; MARTINES et al., 2006). Estes autores observaram ainda, que os tratamentos que receberam doses de lodo de curtume apresentaram maiores quantidades de CO₂ que o tratamento controle. Tal resultado que pode indicar contribuição positiva dos resíduos na atividade microbiana edáfica (MARTINES et al., 2006). Castilhos et al. (2000) atribuíram a maior liberação de C-CO₂ em solos tratados com lodo de curtume não apenas a incorporação de matéria orgânica e nutrientes, mas também ao efeito de neutralização de pH e à ação inoculante do lodo de curtume, que possui microrganismos adaptados ao meio atuante na mineralização dos resíduos.

A influência de resíduos urbanos na respiração basal e induzida pelo substrato foram observados por Emmerling et al. (2000) e Lopes, (2001). Estes autores observaram efeito estimulante sobre estes parâmetros após aplicação de doses de lodo de esgoto. Conforme, Yeates et al. (1994) a RIS demonstra o estado fisiológico da microbiota do solo, sendo um indicador mais sensível a situação de distúrbios ou estresses que a RB.

Smejkalova et al. (2003) encontraram resposta semelhante para a RB em solo contaminado com Cd, Pb e Zn. Associa-se, que solo menos contaminado possibilita um maior uso do carbono disponível para assimilação, enquanto uma menor parte do CO₂ é perdida nos processos respiratórios. Isso porque, microrganismos em solos contaminados necessitam de mais energia para sobreviver às condições adversas, tornando-se menos eficiente no armazenamento de compostos orgânico.

2.3.3 Quociente metabólico

O índice microbiano quociente metabólico (qCO_2) representa a razão entre o CO_2 evoluído e o carbono da biomassa microbiana, o qual indica o estado metabólico dos microrganismos e pode ser utilizado como indicador de estresse, perturbação ou estabilidade do ecossistema (ANDERSON & DOMSCH, 1990; DE-POLLI & GUERRA, 1997). A combinação das duas medidas fornece a quantidade de CO_2 evoluída por unidade de biomassa (SAVIOZZI et al., 2002).

O qCO_2 tem sido interpretado como “eficiência microbiana”, já que se trata de uma medida de energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia necessária para síntese de biomassa (BARDGETT & SAGGAR, 1994). À medida que a biomassa torna-se mais eficiente na utilização dos recursos do ecossistema, menos carbono é perdido pela respiração e maior proporção de carbono é incorporada aos tecidos microbianos (ODUM, 1969).

De acordo com Anderson & Domch (1990), quocientes metabólicos elevado são um indicativo de comunidades microbianas em estágios iniciais de desenvolvimento, com maior proporção de microrganismos ativos em relação aos inativos. O qCO_2 varia de acordo com o estado da microbiota do solo, disponibilidade de nutrientes (ANDERSON, 1994) e concentrações de elementos-traço (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Resultados de estudos mostram efeitos variados de resíduos ricos em elementos-traço no qCO_2 . Leita et al. (1995) e Bardgett & Saggar (1994) encontraram uma relação positiva entre concentração de metal no solo e qCO_2 . Shiet al. (2002), verificaram alto índice de qCO_2 em solos com teor considerável de Pb e Cr, enquanto que Liao et al. (2005), observaram que a respiração basal foi afetada negativamente por elevados níveis de elementos-traço no solo e que o qCO_2 foi estreitamente correlacionado com os elementos-traço.

Recentemente Santos et al. (2011), avaliaram o lodo de curtume compostado e observaram que o qCO_2 não variou entre os tratamentos no 15º dia após incorporação do resíduo. Porém, na avaliação aos 30 dias verificaram que o qCO_2 aumentou com a elevação das doses.

2.3.4 Atividade enzimática do solo

Dentre as diferentes substâncias que os organismos liberam para o ambiente está um grupo muito complexo de proteínas que são as enzimas. As enzimas do solo têm participação

essencial na degradação da matéria orgânica e nos processos relacionados à qualidade do solo. Elas são consideradas medidoras do catabolismo biológico dos componentes orgânico e mineral do solo (DICK, 1997). Por essas razões e por serem muito sensíveis a mudanças no solo, as enzimas são considerados bons indicadores de qualidade. Portanto, as condições que favorecem a atividade da biota, também favorecem a atividade enzimática, que, muitas vezes, relaciona-se positivamente com a produtividade do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

A origem das enzimas, como atividade no solo está ligada à comunidade microbiana (TABATABAI, 1994). As enzimas são divididas, em relação ao local onde exercem sua atividade como, intracelulares e extracelulares. As enzimas intracelulares catalisam reações essenciais no interior da célula microbiana, enquanto as extracelulares são programadas para ser liberada e atuar no exterior da célula para degradarem substratos maiores e serem transportadas para dentro da membrana celular e metabolizadas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). As enzimas podem ser liberadas pela morte e lise celular dos microrganismos ou ainda por modificações da permeabilidade celular (BURNS, 1986).

Taylor et al. (2002) sugerem duas razões para avaliar as enzimas no solo. A primeira, como informativo do potencial bioquímico e de manipulação do solo, e a segunda, como indicador de qualidade devido à sensibilidade para prover informações sobre mudanças nas funções chaves do solo.

A atividade enzimática no solo pode catalisar inúmeras reações necessárias ao ciclo de vida dos microrganismos, na decomposição de resíduos orgânicos durante o ciclo de nutrientes e na formação da matéria orgânica e estrutura do solo (BURNS, 1978). Normalmente mais de 90% do fluxo de energia no solo passa através de decompositores microbiológicos e, portanto, uma análise que mede a atividade desses microrganismos fornecerá uma boa estimativa da atividade microbiológica total (GHINI et al., 1998). Desta forma, a atividade enzimática e sua determinação descrevem a relação existente entre as enzimas do solo e as condições ambientais que afetam suas atividades (SINGH & KUMAR, 2008).

O conhecimento da atividade enzimática do solo juntamente com outros processos, como a respiração tem contribuído para avaliar as consequências de poluentes no solo e práticas agrícolas sobre a microbiota do solo. Portanto, os lodos de curtumes por apresentar na sua composição elementos-traço, podem afetar as enzimas do solo, como a desidrogenase (DHA) e a hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA).

As desidrogenases são um grupo de enzimas incluídas na classe das oxirredutases (BURNS, 1978). Sua atividade reflete o potencial redox do solo e, como esta é uma enzima

intracelular de baixa atividade quando em estado livre no solo, reflete a bioatividade de grande parte da população microbiana ativa (NANNIPIERI et al., 2002). Esta enzima desempenha papel importante nos estágios iniciais de oxidação da matéria orgânica, como aceptores de elétrons (MONKIEDJE et al., 2006). A atividade da desidrogenase (DHA) tem sido apontada como um indicador indireto da atividade e do número de populações bacterianas do solo (BRZEZINSKA, 2006).

A hidrólise do diacetato de fluoresceína é usada como indicador geral, sendo um método, que avalia a atividade hidrolítica indiscriminada de diversos grupos microbianos funcionais no solo. A hidrólise de FDA é catalisada por várias proteases, lipases e esterases liberadas pelas bactérias e fungos ativos que são decompositores primários (SCHNÜNER & ROSSWALL, 1982). A medida da hidrólise de FDA é um bom indicador da atividade total dos decompositores do solo; portanto um bom índice da atividade heterotrófica total do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Diversas pesquisas têm avaliado a atividade de enzimas, como resposta das alterações promovidas pela presença de elementos-traço no solo (BROHON et al., 2001; CASTALDI, et al., 2004; AKMAL et al., 2005; OLIVEIRA & PAMPULHA 2006; TRANNIN et al., 2007; SANTOS, et al., 2011). Estudos demonstram que concentrações elevadas dos elementos-traço Cd, Cr, Ni e Pb afetam a DHA e a FDA (YANG et al., 2006). Nadgorska-Socha et al. (2006), verificaram forte correlação da DHA com a concentração dos elementos-traço Pb e Cd no solo. Kizilkaya et al. (2004), encontraram interação negativa entre o teor de elementos-traço e a atividade da DHA.

A atividade dos microrganismos do solo se correlaciona com atividade enzimática. Garcia-Gil et al. (2000) e Brzezinska (2006) notaram correlações significativas entre a DHA e o conteúdo do CBM. Existe uma alta correlação da atividade hidrolítica da FDA com a respiração basal do solo (SCHNURER & ROSSWALL, 1982; ARAÚJO, 2002) e com o carbono microbiano (TRANNIN et al., 2007).

Santos et al. (2011) estudaram a atividade das enzimas DHA e FDA em um solo arenoso e argiloso e observaram que a atividade da DHA foi afetada negativamente com aplicação das doses de 30 e 60 Mg ha⁻¹ de LCC, nas avaliações de 15 e 30 dias após aplicação do resíduo, em ambos os solos. Enquanto a hidrólise de FDA diminuiu em todas as taxas aplicadas, exceto na dose de 7,5 Mg ha⁻¹ de lodo compostado, que não diferiu do tratamento controle. Castaldi et al. (2004), observaram que a atividade da DHA diminuiu exponencialmente com o aumento da concentração de Pb e Cd.

Por outro lado, Araújo et al. (2009b) verificaram incremento da DHA com doses de lodo de esgoto. Trannin et al. (2007) verificaram que a hidrólise de FDA foi estimulada e aumentou linearmente em resposta às doses de biossólidos industriais gerados na produção de fibras e resinas, variando de $76 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ com a dose testemunha a $632 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de fluoresceína com aplicação da dose máxima. Chantigny et al. (2000) verificaram valores de FDA próximos de $100 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de fluoresceína após três anos de aplicação de 100Mg ha^{-1} de resíduo industrial.

2.4 A cultura do feijão-caupi

O feijão-caupi [*Vigna unguiculata* (L.) Walp] é uma Fabaceae herbácea, nativo da África e bastante cultivado nas regiões tropicais dos continentes africano, asiático e americano (SOARES et al., 2006). Denominado também de feijão macaçar ou feijão-de-corda, é uma cultura de importante destaque na economia nordestina e de amplo significado social, constituindo o principal alimento protéico e energético do homem rural. É possuidor, também, de uma grande plasticidade, adaptando-se bem a diferentes condições ambientais, e tem uma alta capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, por meio de simbiose com bactérias do gênero *Rhizobium* (SILVA, 2007).

O Brasil é o maior produtor mundial de feijão, como também o maior consumidor. Dentre as espécies de feijão cultivadas, o feijão-caupi é a cultura mais produzida na região Nordeste, com área correspondente a aproximadamente 60% da área total cultivada de feijão. Historicamente, o feijão-caupi no Brasil apresenta produtividade média relativamente baixa, na faixa de 300 a 400kg ha^{-1} (IBGE, 2006). No entanto, o potencial produtivo da cultura é estimado em $6,0 \text{Mg ha}^{-1}$ (FREIRE FILHO et al., 2005).

A cultura do feijão caupi exige um mínimo de 300mm de precipitação pluviométrica, distribuídos regularmente durante o ciclo vegetativo da cultura, para uma produção satisfatória, sem a necessidade de irrigação suplementar (FREIRE FILHO et al., 2005). A cultura apresenta capacidade de se desenvolver satisfatoriamente em solos de pouca fertilidade devido à sua rusticidade, sendo considerada uma opção viável como fonte de matéria orgânica a ser utilizada como adubo verde na recuperação de solos naturalmente pobres em fertilidade, ou esgotados pelo seu uso intensivo (SILVA, 2006).

O N é um dos nutrientes exigidos em maior quantidade pela cultura do feijoeiro. Segundo Malavolta & Lima Filho (1997), para atingir a produtividade de $1,5 \text{Mg ha}^{-1}$ de grãos, são necessários 100kg ha^{-1} de N. A adubação mineral é a principal forma de

fornecimento de N às plantas. Porém, a adubação orgânica, seja de origem animal ou vegetal quando fornecida em dose adequada, exerce efeitos positivos sobre o rendimento das culturas devido, principalmente, ao complexo de nutrientes nela contidos (RODRIGUES, et al., 2008).

2.5 Efeito do lodo de curtume na produtividade e no acúmulo de elementos-traço nas plantas

O LCC contém considerável percentual de matéria orgânica e de elementos essenciais para as plantas e, em virtude dessas características, o lodo de curtume pode desempenhar importante papel na produção agrícola e na manutenção da fertilidade. Porém, o principal risco de uso de lodo de curtume na agricultura é representado pelo conteúdo de elementos-traço, que pode ser translocado para a parte comestível das plantas e atingir a cadeia alimentar (CHANEY & OLIVER, 1996).

Marques et al. (2002) afirmam que os efeitos dos elementos-traço na morfologia e na fisiologia das plantas não depende somente da concentração e do tipo do metal, mas também da forma de ocorrência do mesmo, das características do solo e, sobretudo das características intrínsecas das plantas envolvidas. Além dos mecanismos de absorção, transporte e acumulação (MACÊDO & MORRIL, 2008).

O lodo de curtume tem sido utilizado como fertilizante para incrementar os componentes de produtividade em culturas, como feijão-caupi (TEIXEIRA, et al., 2006; SANTOS, 2010; GONÇALVES, 2011), milho (KONRAD & CASTILHOS, 2002; BORGES, 2003; FERREIRA, et al., 2003; SILVA et al., 2005; BORGES, et al., 2007; ARAÚJO et al., 2008a), soja (COSTA et al., 2001; FERREIRA et al., 2003).

Teixeira et al. (2006) verificaram que a aplicação de lodo de curtume nas doses 11,6, 23,2 e 46,5 Mg ha⁻¹ promoveram rendimentos de matéria seca estatisticamente igual ao tratamento com NPK. Enquanto Costa et al. (2001) observaram que a aplicação deste resíduo proporcionou ganhos de matéria seca superiores ao obtido na testemunha. Resultado semelhante foi encontrado por Santos (2010), aos 45 dias em um solo arenoso. Konrad & Castilhos (2002) e Araújo et al. (2008a), constataram produção de matéria seca quatro vezes a mais que a testemunha ao incorporarem lodo de curtume ao solo. Fato atribuído por alguns autores à liberação imediata do nitrogênio orgânico do resíduo e subsequente transformação em forma e teores suficientes para o completo desenvolvimento das plantas.

No componente produtividade, Gonçalves (2011) avaliou dois anos de aplicações sucessivas do lodo de curtume compostado e, constatou no primeiro ano que diferentes doses

do resíduo não promoveu incrementos no rendimento de grãos em comparação a adubação com NPK e a testemunha. Porém, no segundo ano de aplicação do composto, observou-se um aumento significativo da produtividade nas doses de 20 e 40 Mg ha⁻¹. Do mesmo modo, Gomes et al. (2007) observaram que a produção de grãos aumentou em função das doses de lodo de esgoto, até a aplicação de 26 Mg ha⁻¹, a qual proporcionou a máxima eficiência agrônômica.

Souza et al. (2005), avaliaram os teores de elementos-traço Cr, Cd, Ni e Pb nos tecidos foliares de plantas de milho e verificaram que esta variável foi influenciada pela adição de doses de lodo de curtume, tendo seus valores crescentes com o aumento das doses do resíduo. Enquanto, Gonçalves (2011) não encontrou diferenças nas concentrações dos elementos- traço Cd, Ni e Pb nas folhas de feijão-caupi nos tratamentos com lodo de curtume compostado, adubação mineral e controle. No entanto, encontrou aumento no teor de Cr com a dose de 40 Mg ha⁻¹ no primeiro ano de aplicação do lodo compostado.

O acúmulo de elementos-traço nos grãos de plantas foi objeto de estudo de Boaretto et al. (1992), que encontraram teores de 7,2 mg kg⁻¹ de Ni nos grãos de feijão com aplicações acima de 10 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto e teores de Cd sem diferenças em função das doses. Martins (2003) não verificou alterações nos dados estatísticos dos tratamentos quanto aos elementos-traço Cd, Cr e Ni presente em grãos de café. Resultado semelhante foi observado por Gonçalves (2011), com aplicações de LCC.

A toxicidade exercida por elementos-traço em plantas tem sido demonstrada somente quando os elementos são incorporados nos solos em forma solúveis ou quando os resíduos orgânicos contaminados são incorporados em doses elevadas. De maneira geral, os elementos-traço são pouco móveis nas plantas, especialmente o cromo, que normalmente tem sua absorção e translocação muito baixa nos tecidos vegetais (MARQUES et al., 2002), com os níveis encontrados situados entre 0,02 a 1 mg kg⁻¹ e elevam-se somente quando os sintomas de toxidez aparecem (BERGMANN, 1992).

Diferentemente de outros elementos, o Cd não é um elemento essencial para o crescimento da planta. É usualmente tóxico às plantas em baixas concentrações, sua translocação de folhas para grãos de cereais nunca excede a 1mg kg⁻¹ (MENGEL & KIRKBY, 1987). Seu nível crítico varia conforme espécie vegetal, por exemplo: soja, girassol e milho toleram concentrações de até 2,5 mg kg⁻¹ de Cd, enquanto o trigo suporta até 10 mg kg⁻¹ (COTRIM, 1994).

A disponibilidade de Ni para as plantas tem grande influência das reações de absorção do elemento com as superfícies sólidas do solo. A acumulação na planta é normalmente maior

nas raízes do que nos ramos (HUNTER & VERGNANO, 1952). A toxidez por Ni na massa seca da parte aérea das plantas só é observada quando a concentração for maior que 50 mg kg^{-1} , exceção para espécies acumuladoras e hiperacumulativas (ADRIANO, 1986). Do mesmo modo o Pb torna-se tóxico quando encontrado em concentrações que giram em torno de 30 a 300 mg kg^{-1} (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984).

Em muitas espécies vegetais o transporte das raízes para as folhas é diretamente proporcional à concentração externa deste elemento. Nortvedt (2001) enfatiza que a acumulação de elementos-traço varia entre espécies vegetais, sendo as espécies classificadas como de pouca, moderada ou alta capacidade de acumulação de elementos-traço. Entre os que são de pouca acumulação podem ser citados as leguminosas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e condições climáticas da região do estudo

O experimento foi conduzido em campo experimental do Departamento de Engenharia Agrícola e Solos (DEAS) do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Piauí (UFPI), em Teresina-PI, (05°02' latitude S e 42°47' de longitude W, altitude 52 m), no período de março a junho de 2011. O clima da região, conforme o método de Thornthwaite & Mather (1955), é C1sA', caracterizado como subúmido seco, megatérmico e com excedente hídrico moderado no verão. As médias anuais de umidade relativa e precipitação são de 72,6% e 1.336 mm, respectivamente, com a maioria das precipitações concentradas nos meses de janeiro a abril (BASTOS & ANDRADE JÚNIOR, 2008).

3.2 Características do lodo de curtume compostado

O lodo de curtume utilizado foi obtido do curtume Europa, localizado no município de Teresina, Piauí. A formação da pilha de compostagem foi constituída de lodo de curtume misturado com bagaço de cana e esterço bovino na proporção de 1:1:3 (v:v:v). O bagaço de cana e o esterco bovino foram obtidos na Usina Comvap, no município de União, Piauí e no Departamento de Zootecnia da UFPI, respectivamente.

O processo de compostagem foi conduzido durante 85 dias, utilizando-se o método de pilhas revolvidas (USDA, 1980). Ao final do processo foram retiradas amostras em três pontos da pilha para avaliação de pH, umidade, matéria orgânica e conteúdo de nutrientes. As características do LCC foram determinadas pelo método USEPA (United State of Environmental Protection Agency) 3051 (USEPA, 1986) e realizadas no Departamento de Tecnologia da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) da Universidade Estadual Paulista (UNESP), em Jaboticabal, SP. Estes procedimentos foram adotados também nos dois anos anteriores a esta pesquisa, com os resultados apresentados na tabela 1.

Tabela 1. Características químicas do lodo de curtume compostado (LCC) utilizado nos três anos de experimento e valores da concentração máxima permitida (CMP) pela legislação para uso agrícola.

Parâmetro	LCC			CMP ⁽³⁾
	2009 ⁽¹⁾	2010 ⁽²⁾	2011	
pH	7,8	7,2	7,5	-
Umidade (%)	42,7	49,0	45,8	-
Corg (g kg ⁻¹)	187,5	195,3	201,2	-
N (g kg ⁻¹)	1,28	1,39	1,51	-
P (g kg ⁻¹)	4,02	3,83	4,91	-
K (g kg ⁻¹)	3,25	3,51	2,90	-
Ca (g kg ⁻¹)	95,33	84,28	121,18	-
Mg (g kg ⁻¹)	6,80	5,71	7,21	-
S (g kg ⁻¹)	9,39	8,43	10,20	-
Cu (mg kg ⁻¹)	17,80	19,51	16,38	1.500
Fe (mg kg ⁻¹)	5.171	4.932	4.972	-
Mn (mg kg ⁻¹)	1.848	1.958	1.738	-
Zn (mg kg ⁻¹)	141,67	128,31	127,81	2.800
Mo (mg kg ⁻¹)	9,28	14,87	8,71	-
Ni (mg kg ⁻¹)	21,92	28,61	23,26	420
Cd (mg kg ⁻¹)	2,87	3,93	1,93	39
Cr (mg kg ⁻¹)	2.255	2.581	1.943	1.000
Pb (mg kg ⁻¹)	42,67	38,54	40,31	300

⁽¹⁾e⁽²⁾ GONÇALVES, (2011). ⁽³⁾ Conselho Nacional do meio Ambiente (CONAMA, 2006).

3.3 Características do solo

O solo da área do estudo é classificado como Neossolo Flúvico (EMBRAPA, 2006) e de textura franco arenoso. Os resultados da análise química do solo, quanto ao histórico da área, obtido antes da primeira implantação do projeto e no final do ciclo da cultura cultivada nos anos de 2009, 2010 e 2011 estão descritos na tabela 2.

Tabela 2. Características químicas do solo antes do experimento (análise inicial) e no final do primeiro (2009), segundo (2010) e terceiro (2011) ano de cultivo.

Tratamento ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	Parâmetros									
	pH (H ₂ O)	M.O (g kg ⁻¹)	P (mg dm ⁻³)	K	Ca (cmol _c dm ⁻³)	Mg	Cr	Cd	Ni	Pb
	Análise inicial ⁽³⁾									
	6,6	12,2	8,04	23,5	1,76	0,37	3,15	0,04	1,28	1,40
	-----2009 ⁽⁴⁾ -----									
0	7,1	12,2	8,04	23,5	1,76	0,37	3,15	0,04	1,28	1,40
5	7,1	8,2	21,8	23,5	1,80	0,35	3,77	0,04	1,45	1,60
10	7,2	11,8	26,2	27,4	2,68	0,55	2,56	0,06	1,77	1,80
20	7,2	10,7	17,3	23,5	2,72	0,56	2,54	0,05	1,78	1,90
40	7,5	12,6	22,0	50,8	2,87	0,66	7,29	0,06	1,81	2,10
NPK ⁽²⁾	6,7	10,7	10,3	15,6	1,99	0,44	2,05	0,04	1,19	1,60
	-----2010 ⁽⁵⁾ -----									
0	7,4	7,27	3,57	43,0	0,93	0,28	2,69	0,07	0,42	2,15
5	7,3	6,30	1,94	35,2	1,04	0,22	4,86	0,08	0,50	2,36
10	7,8	6,30	1,13	82,1	1,03	0,17	6,43	0,17	0,41	2,71
20	7,7	7,30	4,33	35,2	1,06	0,17	17,3	0,17	0,31	2,35
40	7,8	6,50	1,87	78,2	1,04	0,16	30,3	0,18	0,54	2,84
NPK	7,3	6,1	1,97	113	0,81	0,31	3,27	0,11	0,05	1,94
	-----2011-----									
0	6,6	17,88	2,97	46,8	1,19	0,36	6,73	0,06	0,66	1,94
2,5	6,6	17,12	3,64	35,2	1,36	0,46	11,7	0,05	0,66	1,81
5	7,1	18,4	4,17	31,3	1,45	0,32	16,7	0,07	0,73	1,94
10	7,1	18,34	4,10	31,3	1,50	0,23	20,6	0,06	0,65	1,91
20	7,5	18,18	3,04	19,5	1,56	0,17	32,7	0,06	0,62	2,15
NPK	6,4	16,64	4,32	27,4	1,18	0,36	8,60	0,05	0,59	1,81

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾ Adubação mineral. ^{(3), (4) e (5)} GONÇALVES, (2011).

Na caracterização química do solo foram utilizadas amostras de solo coletadas na profundidade de 0-0,20 m. As amostras foram secas ao ar, peneiradas (malha 2 mm), homogeneizadas e então obtidas amostras de terra fina seca ao ar (TFSA).

O pH foi determinado conforme método proposto por Mclean (1982), em uma mistura de solo:água na proporção de 1:2,5. A matéria orgânica (M.O) determinada conforme metodologia descrita em Embrapa (2005). Fósforo (P) e potássio (K) extraídos com solução extratora Mehlich I, sendo o P quantificado por espectrofotometria a 660 nm e o K analisado por fotometria de chama, conforme Embrapa (2005). Cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram extraídos com cloreto de potássio e analisados por titrimetria com ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) (LANYON & HEALD, 1982).

As análises químicas do solo foram realizadas no laboratório de qualidade do solo no DEAS da UFPI, Teresina, Piauí. Os conteúdos de Cr, Cd, Ni e Pb foram determinados pelo método USEPA-3050, descrito em USEPA (1986), e extraível pelo método DTPA-TEA (LINDAY & NORVELL, 1978). Realizadas no Departamento de Tecnologia da FCAV da UNESP, Jaboticabal, SP.

3.4 Tratamentos e condução experimental

A área experimental vinha sendo manejada há dois anos com aplicações de LCC e cultivada com feijão-caupi (*Vigna unguiculata*), cultivar BR 17-Gurguéia em parcelas com delineamento em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos utilizados nos dois primeiros anos (2009 e 2010) foram: 0 (controle), 5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ de LCC, além de um tratamento adicional com adubação mineral (NPK), contendo 80 kg ha⁻¹ de N (uréia), 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (superfosfato simples) e 40 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio), aplicados anualmente. A adubação com as fontes de P e K foram realizadas na semeadura, enquanto o N foi aplicado em cobertura, aos 20 dias após a semeadura. No entanto, no ano de 2011 os tratamentos com LCC citados acima tiveram suas doses reduzidas para 2,5, 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹. Desta forma, as taxas acumuladas de LCC, atualmente são: 0, 12,5, 25, 50 e 100 Mg ha⁻¹, como representado na tabela 3.

Tabela 3. Quantidades de lodo de curtume compostado (LCC) aplicados em três anos de cultivo de feijão-caupi.

Dose	LCC			Acumulado
	2009 ⁽¹⁾	2010 ⁽²⁾	2011	
	------(Mg ha ⁻¹)-----			
D ₀	0	0	0	0
D ₁	5	5	2,5	12,5
D ₂	10	10	5	25
D ₃	20	20	10	50
D ₄	40	40	20	100

D₀ - controle; D₁, D₂, D₃ e D₄ - doses de LCC. ⁽¹⁾e ⁽²⁾ GONÇALVES, (2011).

O LCC foi distribuído uniformemente nas parcelas com dimensões de 2 x 5 m e em seguida incorporado ao solo com ferramenta manual a uma profundidade média de 0,20 m. Após 10 dias foi semeado manualmente feijão-caupi no espaçamento de 0,5 m entre linhas e 0,20 m entre plantas. Aos 15 dias após o plantio foi realizado o desbaste deixando cinco plantas por metro linear, obtendo um stand de 100 plantas e com a área útil da parcela representada pelas duas fileiras centrais, sendo descartadas as plantas contidas no espaço de 0,5 m no início e final das linhas úteis.

Durante o desenvolvimento do feijão-caupi foram realizadas sempre que necessário, capinas manuais, deixando as parcelas livres de plantas invasoras e aplicações de inseticida, visando o controle do pulgão e da vaquinha.

3.5 Amostragem e avaliação dos atributos biológicos do solo

3.5.1 Amostragem do solo

Nas parcelas representativas foram realizadas amostragens de solo com uso de um trado tipo “holandês” na profundidade de 0-0,20 m. Coletando-se seis subamostras por parcela para formar uma amostra composta. As amostragens de solo foram realizadas aos 7, 30 e 60 dias após a aplicação de LCC.

As amostras coletadas em cada período foram acondicionadas em sacos plásticos com suspiros, etiquetadas e transportadas imediatamente ao laboratório de Fertilidade do Solo do DEAS da UFPI em Teresina, Piauí e mantidas em geladeira a 4 °C pelo período de 15 dias,

quando foram determinadas as avaliações microbiológicas e enzimáticas. Antes do início das avaliações as amostras foram peneiradas em malha de 2 mm e a umidade ajustada para 60 % da capacidade de campo.

3.5.2 Determinação do carbono da biomassa microbiana

Em cada período de amostragem, o carbono da biomassa microbiana (CBM) foi estimado pelo método descrito por Vance et al.(1987), utilizando-se, em no lugar do clorofórmio, o forno microondas, para promover a lise celular dos microrganismos com consequente liberação do citoplasma para o ambiente, conforme testado em estudo preliminar por Ferreira et al. (1999).

Para cada amostra de solo foram pesadas e colocadas em frascos de vidro duas subamostras, cada uma com 20 gramas de solo à base de umidade corrigida, a partir da determinação da capacidade de campo (CC). Uma das subamostras foi submetida à irradiação em forno microondas e a outra não sofreu exposição à irradiação, utilizada como controle. O tempo em que as amostras ficaram sob irradiação foi determinado a partir do conhecimento da potência real do forno microondas, utilizando-se para isso a variação de temperatura de um litro de água antes e 120 segundos após exposição ao microondas, com a potência real do aparelho calculado pela equação 1:

$$P = \frac{C_p \times K \times \Delta t \times m}{t} \quad (1)$$

Sendo:

P = potência real do aparelho (W); C_p = capacidade da água de receber calor ($1 \text{ J mL}^{-1} \text{ }^\circ\text{K}^{-1}$); $K = 4,184$, fator de correção de $\text{cal m}^{-1} \text{ }^\circ\text{K}^{-1}$ para $\text{W (J s}^{-1}\text{)}$; Δt = variação de temperatura de 1 litro de água em 2 minutos de exposição ($^\circ\text{C}$); m = massa da água, em gramas (1000 g); t = tempo de exposição da água ao microondas, em segundos (120 s).

Determinado a potência real do microondas, calculou-se o tempo de exposição das amostras de solo a irradiação, conforme a equação 2:

$$t = \frac{r \times m_t}{P} \quad (2)$$

Sendo:

t = tempo real de exposição das amostras ao microondas; r = quantidade de energia necessária para a exposição (800J g^{-1} de solo); m_t = peso total das amostras a serem irradiadas (g); P = potência real do aparelho (W).

As amostras irradiadas e não irradiadas foram submetidas à extração do CBM com 80 mL da solução de K_2SO_4 ($0,5\text{ mol L}^{-1}$), com pH ajustado entre 6,5-6,8 sob agitação por 30 minutos em agitador horizontal. Após agitação e repouso por 30 minutos a suspensão resultante foi filtrada com auxílio de papel de filtro quantitativo lento.

A determinação do CBM nos extratos irradiados e não irradiados foi realizada adicionando-se 10 mL do extrato filtrado em erlenmeyer de 125 mL, em seguida, 2 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ($0,066\text{ mol L}^{-1}$) e 10 mL de H_2SO_4 concentrado. Após o resfriamento, adicionou-se 50 mL de água deionizada, esperou-se resfriar novamente e então, foram adicionadas três gotas de ferroin (indicador) para titular o excesso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ com $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ($0,04\text{ mol L}^{-1}$). A padronização do $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ foi realizado utilizando-se os valores da prova em branco, calculado a partir da equação 3:

$$\text{NSFA} = \frac{(V_{\text{dicromato}} - C_{\text{dicromato}}) \times 6}{V_{\text{br}}} \quad (3)$$

Sendo:

NSFA = normalidade do sulfato ferroso amoniacal corrigido em (mol L^{-1}); $V_{\text{dicromato}}$ = volume do dicromato de potássio usado em cada amostra (2mL); $C_{\text{dicromato}}$ = concentração do dicromato de potássio usada ($0,066\text{ mol L}^{-1}$); 6 = número de elétrons transferidos no processo de redução Cr^{6+} a Cr^{3+} ; V_{br} = volume do sulfato ferroso amoniacal, gasto na titulação da prova em branco (mL).

O carbono presente na biomassa microbiana foi calculado conforme as equações 4 e 5 respectivamente:

$$C_{\text{extrator IR e NIR}} = \frac{(V_{\text{br}} - V_{\text{am}}) \times \text{NSFA} \times 3 \times 1000 \times V_{\text{extrator}}}{V_{\text{extrato}} \times \text{MSS}} \quad (4)$$

$$\text{CBM} = \frac{(C_{\text{extrato IR}} - C_{\text{extrato NIR}})}{K_c} \quad (5)$$

Sendo:

$C_{\text{extrato IR e NRI}}$ = carbono dos extratos das amostras irradiadas e não irradiadas (Mg kg^{-1}); V_{am} = volume do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra (mL); 3 = resultado da relação entre número de mols de Cr_2O_7^- que reage com Fe^{2+} (1/6), multiplicado pelo número de mols de Cr_2O_7^- que reage com o C (3/2), multiplicado pela massa atômica do C (12); 1000 = fator de conversão de g para kg^{-1} ; V_{extrator} = volume do extrator (mL); V_{extrato} = volume do extrato (mL); MSS = massa do solo seco (g); CBM = carbono da biomassa microbiana presente na amostra (mg kg^{-1}); $C_{\text{extrato IR}}$ e $C_{\text{extrato NIR}}$ = representam o carbono presente nas amostras irradiadas e não irradiadas, respectivamente; $K_c = 0,33$ (fator de correção proposto por Sparling & West, 1988).

3.5.3 Determinação da respiração basal e induzida pelo substrato

A respiração basal do solo (RB) do solo foi determinada, pelo método descrito por Alef (1995), através da quantificação do dióxido de carbono (CO_2) no processo de respiração microbiana. Enquanto, a respiração induzida pelo substrato (RIS) foi estimada pelos mesmos procedimentos da respiração basal, diferindo somente pela adição dos substratos carboximetilcelulose (CMC) e glucose anidra.

Das amostras coletadas foram retiradas três subamostras de 75 g de solo à base de umidade corrigida a partir da CC, para determinação da RB, respiração induzida pela CMC e glucose, que foram incubadas em frascos de vidro herméticos, com capacidade de 0,580 L, juntamente com um frasco de polietileno de 50 mL, contendo 20 mL da solução de NaOH 1 mol L^{-1} para capturar o CO_2 liberado do solo. As amostras submetidas à indução com CMC e glucose receberam na incubação 2 mL da solução indutora a 1% .

Após 24 horas de incubação das amostras a 28 °C, retirou-se uma alíquota de 10 mL da solução de NaOH e adicionou-se 5 mL de BaCl_2 0,5 mol L^{-1} e três gotas do indicador fenolftaleína (1%). A quantidade de CO_2 liberado foi determinada após titulação do excedente de NaOH com solução de HCL 0,5 mol L^{-1} . O cálculo do CO_2 desprendido pelos microrganismos do solo foi realizado pela equação 6:

$$\text{Mg C} - \text{CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ de solo} = \frac{(V_{\text{br}} - V_{\text{am}}) \times M \times \text{Eq. C} - \text{CO}_2 \times 1000 \times F_c}{\text{MSS}} \quad (6)$$

Sendo:

V_{br} = volume de HCl gasto com a prova em branco (mL); V_{am} = volume de HCl gasto na amostra; M = concentração do HCl (mol L^{-1}); Eq.g.C-CO₂ = equivalente grama do C-CO₂; F_c = fator de correção (concentração HCL/ concentração NaOH).

3.5.4 Determinação do quociente metabólico

O quociente respiratório ($q\text{CO}_2$) foi determinado conforme metodologia proposta por Anderson & Domsch, (1990). Calculado conforme equação 7 e com os resultados expressos $\text{mg CO}_2 \text{ mg C kg}^{-1}$ de solo.

$$q\text{CO}_2 = \frac{\text{RB}}{\text{CBM}} \quad (7)$$

3.5.5 Determinação da atividade da desidrogenase

A atividade da desidrogenase (DHA) foi determinada segundo Casida et al. (1964). Para isto, foram pesados 5 g de solo (umidade corrigida) de cada amostra em tubo de ensaio com tampa rosqueável de 20 mL, adicionando em seguida 5 mL de solução de cloreto trifeniltetrazólio (TTC) a 1% em água. A mistura reatora foi agitada vigorosamente em agitador de tubos até completar a homogeneização, em seguida incubada em banho-maria a 37°C, por um período de 24 horas. Neste período os tubos foram agitados a cada oito horas. Transcorrido esse período o trifeniltetrazólio formazan (TTF), formado pela redução do TTC, foi extraído com 20 mL de metanol. Após centrifugação, o sobrenadante foi transferido para cubeta e efetuado a leitura em espectrofotômetro a 485 nm de comprimento de onda.

Para obter a quantidade de DHA determinou-se uma curva padrão usando-se as seguintes concentrações de TTF: 0, 3, 9, 12, 15, 18, 21, 24 e 27 mg L^{-1} . Através da equação da reta da curva padrão, encontrou-se a concentração da atividade da desidrogenase nas amostras, com os valores expressos em $\mu\text{g TTC g}^{-1} \text{ ha}^{-1}$.

3.5.6 Determinação da hidrólise de diacetato de fluoresceína

Para a determinação da hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) utilizou-se a metodologia descrita por Schnürer & Rosswall (1982), com uma modificação, a substituição da centrífuga por agitador horizontal. Pesou-se 5 g de solo (umidade corrigida) referente a

cada amostra em Erlenmeyer de 125 mL, acrescentando 20 mL de tampão fosfato de potássio 60 mM, pH 7,6 (8,7g K_2HPO_4 + 1,3g KH_2PO_4 em 1L de água). A reação de hidrólise de FDA foi iniciada com a adição de 200 μ L da solução de diacetato de fluoresceína (concentração de 2 mg μ L⁻¹). As amostras foram fechadas e agitadas por 20 minutos em agitador horizontal. Após o período de agitação a reação foi interrompida pela adição de 20 mL de acetona. Em seguida efetuou-se a filtragem em papel de filtro quantitativo lento, sendo o filtrado colocado em tubos para análise em espectrofotômetro a 490 nm.

Para obter a quantidade de FDA hidrolisado foi determinada a curva padrão para cada tratamento, adicionando-se em tubos de ensaio com tampa de rosca com capacidade para 20 mL, 5 mL de tampão fosfato e 0, 100, 200, 300 e 400 μ L FDA, em duas repetições para cada concentração por tratamento. Posteriormente, os tubos foram tampados e submetidos ao banho-maria com água fervente por 5 minutos para hidrolisar o FDA. Após o resfriamento dos tubos, a solução de FDA foi colocada em frascos de 125 mL contendo 5 g de solo e 15 mL de tampão fosfato, em duas repetições para cada tratamento. Os procedimentos seguintes são os mesmos descritos acima para a agitação, filtragem e leitura de absorbância das amostras em espectrofotômetro.

Com a equação da reta da curva padrão obtida pela equação linear entre o FDA produzido e a absorbância, calculou-se o FDA hidrolisado pelos microrganismos, com os dados expressos em μ g FDA g⁻¹ ha⁻¹.

3.6 Avaliação da massa seca da parte aérea e teor de elementos-traço nas folhas

A avaliação da massa seca da parte aérea (MSPA) e dos elementos-traços Cr, Cd, Ni e Pb nas folhas foram realizadas aos 35 dias após a emergência das plantas (DAE), período correspondente ao estágio fenológico início do florescimento (R1) (XAVIER et al., 2007).

Para determinação da MSPA foram coletadas três plantas por parcelas, cortadas rente ao solo, acondicionadas em saco de papel e colocadas em estufa de circulação forçada de ar à temperatura de 65-70 °C até atingir massa constante. Em seguida foram pesadas para obtenção de massa seca (g planta⁻¹). Na amostragem para avaliação dos elementos-traço, foram colhidas todas as folhas da parte aérea de cinco plantas. As folhas foram lavadas em água corrente e enxaguadas com água destilada, no intuito de evitar o desenvolvimento de agentes saprófitas. Posteriormente colocadas em saco de papel e submetidas à secagem em estufa com temperatura controlada (60 °C) até massa constante. As amostras foram enviadas para o

laboratório da FCAV da UNESP em Jaboticabal-SP, onde foram realizadas as análises conforme procedimento descrito em USEPA-3050 (1986).

3.7 Avaliação do número de vagem, da produtividade e elementos-traço nos grãos

Na área útil de cada parcela foram marcadas 10 plantas ao acaso, que aos 60 DAE (maturação final das vagens) foram utilizadas para realizar as seguintes determinações: número de vagens por planta (NVP) e produtividade média dos grãos. Avaliadas após a colheita e debulha manual das vagens e pesagem dos grãos com umidade padronizada a 13% (base úmida). Os valores das produtividades obtidos nas áreas úteis das parcelas foram convertidos para Mg ha^{-1} . Após determinação da produtividade, foram retiradas de cada amostra 100 gramas dos grãos para análise dos elementos-traço Cr, Cd, Ni e Pb, realizadas no laboratório da FCAV da UNESP em Jaboticabal-SP, através da metodologia proposta por USEPA (1986).

3.8 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância e comparação de média entre tratamentos e épocas de amostragem pelo teste de Tukey ($P < 0,05$), com correlação entre características biológicas e elementos-traço no solo, e correlação e regressão para os componentes de produtividade e elementos-traço nas folhas e grãos do feijão-caupi, realizadas por meio do programa estatístico ASSITAT versão 7,5 (SILVA, 2008).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Biomassa e atividade microbiana do solo após três anos de aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado

A incorporação das doses de LCC ao solo promoveu incrementos do CBM superiores ao obtido no tratamento com adubação mineral, nas três épocas amostradas, exceto na dose acumulada de 25 Mg ha⁻¹ aos 30 dias (Tabela 4). A aplicação da dose máxima acumulada (100 Mg ha⁻¹) do LCC apresentou aumento de CBM, em relação à adubação com NPK, de 132%, 79% e 55% aos 7, 30 e 60 dias, respectivamente.

Tabela 4. Carbono da biomassa microbiana (CBM) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC).

Tratamento ⁽¹⁾	Amostragem dias após aplicação		
	7	30	60
	CBM (mg C kg ⁻¹ de solo)		
0 Mg ha ⁻¹	122,2 dA	118,9 bA	119,6 bcA
12,5 Mg ha ⁻¹	149,5 cA	119,6 bB	125,1 bB
25 Mg ha ⁻¹	147,6cA	116,2 bcB	123,3 bB
50 Mg ha ⁻¹	171,6 bA	127,0 bB	166,9 aA
100 Mg ha ⁻¹	248,7 aA	164,4 aB	165,4 aB
NPK ⁽²⁾	107,3 dA	91,6 cA	106,9 cA

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾Adubação mineral. Médias de quatro repetições seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (P < 0,05).

O maior acúmulo de CBM nos tratamentos com LCC pode ser atribuído à presença, no resíduo compostado, de matéria orgânica rica em frações lábeis, com nutrientes e C prontamente disponível o que pode ter refletido diretamente em melhorias das condições nutricionais dos microrganismos do solo e conseqüentemente no crescimento microbiano.

Colodro et al. (2007), observaram aumento de 15% e 19% no CBM seis meses após aplicação de 30 e 60 Mg ha⁻¹ respectivamente, de lodo de esgoto em um solo degradado, em

relação ao tratamento mineral. Os mesmos associaram o aumento a mineralização da matéria orgânica e a persistência do resíduo de lodo no solo.

O CBM encontrado na dose máxima acumulada de LCC foi significativamente maior que no tratamento controle em todas as datas avaliadas. De forma geral, os resultados mostram ausência de possíveis efeitos tóxicos do LCC no compartimento BMS. Embora, o LCC contenha quantidades consideráveis de elementos-traço e a concentração do cromo no composto esteja acima do permitido pelo CONAMA (2006) que é de 1.000 mg kg^{-1} , as doses estudadas não afetaram negativamente a BMS.

Bhattacharyya et al. (2003) também constataram que quantidades relevantes de elementos-traço, presente em composto de resíduos urbanos, não produziram efeito prejudicial sobre o CBM. Por outro lado, Passionoto et al. (2001) avaliando o impacto da aplicação do lodo de curtume nas concentrações 20, 40 e 60 Mg ha^{-1} , observaram acréscimos do CBM comparado a testemunha aos 30, 60 e 120 dias após incorporação do resíduo. Da mesma forma, aumentos do CBM foram relatados por Trannin et al. (2007), que atribuíram o aumento ao estímulo da microbiota do solo, causado pelo fornecimento de substratos orgânicos e os baixos teores de elementos-traço presente no resíduo.

Para os tratamentos que receberam LCC, independente da dose de aplicação, maiores incrementos do CBM foram observados aos sete dias após a incorporação do resíduo. Após esse período, os valores decresceram e mantiveram-se sem diferenças entre as amostragens de 30 e 60 dias, com exceção da dose de 50 Mg ha^{-1} aos 60 dias que manteve-se igual ao encontrado aos sete dias. A dose controle e com adubação mineral tiveram comportamento estagnado do CBM ao longo das datas amostradas.

A redução significativa do CBM encontrado nos solos com adição do resíduo compostado aos 30 e 60 dias pode ser consequência da redução do C prontamente disponível, uma vez que nos primeiros sete dias as frações do C incorporado com os materiais orgânicos foram mais ativamente biodegradáveis (BELOSO et al., 1993) e mais estimulantes à microbiota do solo (PERUCCI, 1992). Além disso, pode ser atribuído também ao C solúvel, que é mais disponível no primeiro estágio e atua como fonte de energia para os microrganismos, contribuindo assim, para o aumento de sua atividade, bem como da biomassa microbiana (PASCUAL et al., 1997).

A incorporação do LCC aumentou significativamente a RB somente nos solos com doses acumuladas de 50 e 100 Mg ha^{-1} nas três datas avaliadas, com uma liberação de C-CO₂ na dose de 100 Mg ha^{-1} aos sete dias quase duas vezes maior que o tratamento controle (Tabela 5). Nas mesmas avaliações, a quantidade de C-CO₂ encontrado nas duas menores

doses do LCC foram estatisticamente iguais ao controle e ao tratamento com fertilizante mineral. Verifica-se assim, que não ocorreu inibição do processo respiratório em nenhuma dose acumulada e contribuição positiva das duas maiores doses do resíduo compostado para a RB edáfica (Tabela 5).

Tabela 5. Respiração basal (RB) do solo aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC).

Tratamento ⁽¹⁾	Amostragem dias após aplicação		
	7	30	60
	RB (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ do solo)		
0 Mg ha ⁻¹	78,7cA	55,0 cB	45,5 bB
12,5 Mg ha ⁻¹	77,6 cA	54,8 cB	48,1 bB
25 Mg ha ⁻¹	79,2 cA	61,4 bcB	46,7 bC
50 Mg ha ⁻¹	93,1 bA	69,7 bB	58,6 aC
100 Mg ha ⁻¹	156,2 aA	100,1 aB	63,7 aC
NPK ⁽²⁾	74,6 cA	53,2 cB	47,4 bB

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾Adubação mineral. Médias de quatro repetições seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (P < 0,05).

A maior liberação de C-CO₂ observada nas doses mais elevadas de LCC, coincide com os resultados de outros autores, após aplicação de lodo de curtume (KONRAD, 2000; PASSIANOTO et al., 2001; MARTINES, et al., 2006). Jahnel (1997) observou que a aplicação de 1.142,4 mg kg⁻¹ de cromo ao solo, na forma de lodo da indústria curtumeira favoreceu a atividade respiratória dos microrganismos. Castilhos et al. (2000) atribuíram a maior liberação de C-CO₂ em solos tratados com lodo de curtume, não apenas ao efeito estimulante da matéria orgânica e nutrientes, mas também ao efeito corretivo e a ação inoculante do lodo, que possui microrganismos adaptados ao meio, e atuante na mineralização deste tipo de resíduo.

A RB apresentou comportamento semelhante à BMS, quanto à evolução do C-CO₂ nos tratamentos ao longo do tempo. A atividade respiratória foi mais intensa na avaliação aos sete dias em todos os tratamentos, e decresceu com o tempo de amostragem nos tratamentos com as doses acumuladas de 25, 50 e 100 Mg ha⁻¹. Esse comportamento pode ser atribuído à

redução com o passar do tempo de substrato facilmente decomponível pela microbiota do solo (SILVA FILHO, 1984). Por outro lado, o aumento da RB na primeira avaliação pode estar atrelado ao fornecimento mais elevado de C e energia para o metabolismo microbiano. Provavelmente, nesta fase contém maior concentração relativa de compostos mais lábeis. Andrade (2004) encontrou forte correlação entre compostos protéicos presentes em lodo de esgoto e as fases iniciais de degradação, com maior liberação de C-CO₂.

Martines et al. (2006) encontraram RB mais intensa nos primeiros 20 dias e associaram a maior mineralização do carbono prontamente oxidável, cuja exaustão conduz à redução do fluxo de C-CO₂. Enquanto, Santos et al. (2011), constaram maior incremento da C-CO₂ aos 15 dias após incorporação de LCC em um solo arenoso, e atribuíram aos microrganismos do solo, que foram estimulados pelo carbono e fonte de nutrientes presente no resíduo.

A RIS-C e RIS-G (Tabela 6) ao longo das épocas amostradas tiveram comportamento semelhante, com maior liberação de C-CO₂ aos sete dias e com redução para as demais épocas. A adição da celulose como substrato promoveu estímulo na respiração no tratamento com 12,5 Mg ha⁻¹ semelhante ao encontrado no tratamento sem incorporação (controle) de LCC aos 7, 30 e 60 dias (Tabela 6). Enquanto, a adição de glucose mostrou taxas respiratórias análogas entre os tratamentos com doses acumuladas de 12,5 e 25 Mg ha⁻¹ e a dose controle, somente aos 30 e 60 dias (Tabela 6). De maneira geral, verifica-se ausência de inibição na taxa de CO₂ nos tratamentos com LCC e NPK pela indução dos dois substratos.

Para a RIS-C e RIS-G verificaram-se maiores liberações de CO₂ nos tratamentos com doses acumuladas de 50 e 100 Mg ha⁻¹ de LCC, nas três épocas amostradas. Este comportamento foi semelhante à respiração basal. O maior potencial de resposta nas duas maiores doses pode estar relacionado com a maior atuação de microrganismos zimógenos, pela maior disponibilidade de resíduos orgânicos. A elevação na produção de CO₂ em relação à dose controle indica que o LCC apresenta biodegradabilidade pelos microrganismos do solo, tendo em vista, que a ecofisiologia microbiana em solos é regulada pela qualidade do substrato da matéria orgânica (DILLY, 2004).

Tabela 6. Respiração induzida pela celulose e glucose aos 7, 30 e 60 após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC).

Tratamento ⁽¹⁾	Amostragem dias após aplicação		
	7	30	60
RIS-C (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ de solo)			
0 Mg ha ⁻¹	48,6 bA	25,0 cB	25,1 cB
12,5 Mg ha ⁻¹	49,6 bA	29,1 cB	24,9 cC
25 Mg ha ⁻¹	48,3 bA	36,5 bB	33,2 bB
50 Mg ha ⁻¹	74,3 aA	50,1 aB	45,8 aB
100 Mg ha ⁻¹	68,3 aA	53,4 aB	46,0 aB
NPK ⁽²⁾	50,6 bA	36,2 bA	33,1 bA
RIS-G (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ de solo)			
0 Mg ha ⁻¹	78,5cA	66,5 bAB	49,6 bB
12,5 Mg ha ⁻¹	92,3 bA	66,1 bB	47,4 bB
25 Mg ha ⁻¹	91,8 bA	69,1 bB	63,7 abC
50 Mg ha ⁻¹	112,5 aA	84,2 aB	67,1 abC
100 Mg ha ⁻¹	107,1 aA	82,8 aB	81,4 aB
NPK	90,4 bA	67,6 bB	71,4 aB

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾Adubação mineral. Médias de quatro repetições seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Emmerling et al. (2000) encontraram resultados similares de taxas respiratórias com adição de glucose no solo após aplicação de bio sólido compostado, e atribuíram o aumento à adição de substâncias orgânicas e nutrientes. Lopes (2001) avaliando alterações pela aplicação de bio sólido urbano, observou incremento significativo na RIS-G dos sete aos 28 dias em todos os tratamentos, comparado ao tratamento controle, com liberação mais relevante na dose de 48 Mg ha⁻¹ do resíduo. O mesmo enfatizou que a maior taxa de CO₂ na dose mais elevada do resíduo, mesmo no final do experimento, pode ser em decorrência de distúrbios na atividade microbiana do solo.

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) está relacionado com a otimização de energia e é utilizado como indicador de estresse ambiental, uma vez que é obtido a partir de parâmetros sensíveis as mudanças ambientais (ANDERSON & DOMSH, 1993). Não houve diferenças significativas para o $q\text{CO}_2$ entre todos os tratamentos. A exceção deveu-se à dose de 100 Mg ha^{-1} aos 30 dias, a qual mostrou valores de $q\text{CO}_2$ superiores ao tratamento controle (Tabela 7).

Tabela 7. Quociente microbiano ($q\text{CO}_2$) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC).

Tratamento ⁽¹⁾	Amostragem dias após aplicação		
	7	30	60
	$q\text{CO}_2(\text{mg C-CO}_2 \text{ mg C kg}^{-1})$		
0 Mg ha^{-1}	0,65abA	0,47bA	0,38aB
12,5 Mg ha^{-1}	0,52bA	0,46bA	0,39aB
25 Mg ha^{-1}	0,54bA	0,53abA	0,38aB
50 Mg ha^{-1}	0,54bA	0,55abA	0,35aB
100 Mg ha^{-1}	0,63abA	0,61aA	0,39aB
NPK ⁽²⁾	0,70aA	0,59abA	0,45aB

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾Adubação mineral. Médias de quatro repetições seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

Segundo Bardgett & Sagar (1994), os solos sob influência de estresse apresentariam valores mais altos de $q\text{CO}_2$, o que não foi verificado na grande maioria dos resultados desta pesquisa. Portanto, os resultados obtidos no $q\text{CO}_2$ podem indicar que a adição de LCC, após três anos de aplicações não causou efeito adverso a comunidade microbiana e que esta manteve sua eficiência na ciclagem da fração orgânica, presente no LCC.

Estes resultados estão de acordo com os encontrados por Trannin et al. (2007), após aplicação de um biossólido industrial em cultivo de milho e Gonçalves (2011), após dois anos de aplicações de LCC em área de feijão-caupi. Por outro lado, os resultados discordam dos observados em outros trabalhos após aplicação de resíduos com potencial poluente (BROOKES, 1995; FERNANDES, et al., 2005; ARAÚJO & MONTEIRO, 2006; LAMBAIS & CARMO, 2008; SANTOS et al., 2011), que encontraram valores mais elevados de $q\text{CO}_2$ nos solos que receberam maiores doses de lodo.

Na atividade da DHA, verificou-se aos sete dias que não houve diferença entre os tratamentos com LCC, sem adição de LCC (controle) e a adubação mineral (Tabela 8). Aos 30 e 60 dias as doses acumuladas de 25, 50 e 100 Mg ha⁻¹ apresentaram redução da atividade da DHA. A maior dose acumulada (100 Mg ha⁻¹) não diferiu do tratamento com NPK, com redução de 69 e 65%, respectivamente nas duas últimas avaliações em relação ao controle, permitindo inferir que esta dose, assim como o NPK causaram toxicidade às enzimas.

Tabela 8. Atividade da desidrogenase (DHA) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume compostado (LCC).

Tratamento ⁽¹⁾	Amostragem dias após aplicação		
	7	30	60
	DHA (µg TTC g ⁻¹ ha ⁻¹)		
0 Mg ha ⁻¹	2,0 aB	1,6 aB	2,6 aA
12,5 Mg ha ⁻¹	1,9 aAB	1,7 aB	2,4 aA
25 Mg ha ⁻¹	1,7 aA	0,8 bcB	2,1 abA
50 Mg ha ⁻¹	1,6 aA	1,0 bB	1,6 bA
100 Mg ha ⁻¹	1,5 aA	0,5 cB	0,9 cB
NPK ⁽²⁾	2,0 aA	0,4 cC	1,0 cB

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾ Adubação mineral. Médias de quatro repetições seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (P < 0,05).

Apesar da redução da atividade da DHA em tratamentos com LCC aos 30 e 60 dias, a dose 12,5 Mg ha⁻¹ não diferiu do tratamento controle. Tais resultados são semelhantes aos obtidos por Santos et al. (2011), aos 15 e 30 dias após aplicação de 7,5 e 15 Mg ha⁻¹ de LCC em um solo arenoso e com redução significativa, apenas nas maiores doses (30 e 60 Mg ha⁻¹) do composto. Dentre os principais fatores que podem ter contribuído para este resultado, estar à presença de elementos-traço que são componentes do LCC e que variam de concentração conforme a quantidade aplicada.

Jeziarska-Tys & Frac (2006) não observaram efeitos negativos ou positivos sobre a atividade da DHA quando aplicaram um resíduo com potencial poluente, com baixos níveis de elementos-traço. Porém, o aumento no conteúdo de elementos-traço pode reduzir significativamente a atividade da DHA (BARRAJAS ACEVES et al., 2007; SANTOS et al.,

2011). Algumas pesquisas comprovaram que concentrações elevadas de elementos-traço, como o Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn diminuí a atividade da DHA (BROOKES & McGRATH, 1984; OBBARD et al., 1994; MARZADORI et al., 1996; KAMALUDEEN, et al., 2003; WALIA & GOYAL, 2010).

A hidrólise de FDA após três anos de aplicações de LCC (Tabela 9), não ocasionou diferenças aos sete dias entre os tratamentos com resíduo compostado e a dose controle, indicando que a comunidade produtora de fluoresceína não é alterada nos primeiros dias após aplicação de LCC, possivelmente pela grande quantidade inicial de substratos simples disponíveis no composto, sendo os primeiros a serem degradados por esta enzima, o que restringe o consumo de moléculas mais recalcitrantes.

Tabela 9. Hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) aos 7, 30 e 60 dias após aplicação de lodo de curtume (LCC).

Tratamento ⁽¹⁾	Amostragem dias após aplicação		
	7	30	60
	FDA ($\mu\text{g FDA g}^{-1} \text{ha}^{-1}$)		
0 Mg ha ⁻¹	19,2 abB	8,7 aC	21,4 aA
12,5 Mg ha ⁻¹	21,7 aA	5,7 bB	22,0 aA
25 Mg ha ⁻¹	23,6 aA	2,9 cB	23,7 aA
50 Mg ha ⁻¹	14,0 bA	3,5 bcB	15,4 bA
100 Mg ha ⁻¹	13,1 bA	4,1 bcB	16,5 bA
NPK ⁽²⁾	20,0 aA	3,7 bcC	10,2 cB

⁽¹⁾Doses acumuladas de LCC em três anos. ⁽²⁾Adubação mineral. Médias de quatro repetições seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

A hidrólise de FDA aos 30 dias foi significativamente menor em todas as doses de LCC em relação à dose controle, não diferindo da adubação mineral. Ao final da avaliação aos 60 dias, somente as duas maiores doses foram reduzidas em resposta a adição do composto, assim como o tratamento mineral pela aplicação do NPK. Como a hidrólise de FDA é utilizada para quantificar as células ativas nos solos e para caracterizar a atividade microbiana global (SCHNÜRER & ROSWALL, 1982), sua redução em resposta a diferentes doses de LCC, e sua variação em diferentes épocas indica que o resíduo compostado pode

inibir a comunidade ativa produtora de enzimas, por meio de alguns constituintes do composto. Isto sugere que a concentração e toxidez dos elementos-traço provocam aumento na atividade microbiana e inibição na atividade enzimática para garantir o equilíbrio metabólico dos microrganismos (LEITA et al., 1995).

Santos et al. (2011) encontraram resultados semelhantes avaliando composto de lodo de curtume, aos 30 e 60 dias após a aplicação de 15, 30 e 60 Mg ha⁻¹ em um Neossolo. Os autores obtiveram valores de FDA na faixa próxima de 8,0 a 15 µg FDA g⁻¹h⁻¹ de fluoresceína e atribuíram a redução da hidrólise de FDA ao aumento do teor de elementos-traço, ocasionado pela aplicação de lodo de curtume compostado. Redução semelhante na produção de fluoresceína por elevada concentração de elementos-traço em um biossólido industrial aplicado em um Cambissolo foi observado também por Pontes (2002).

Por outro lado, a maioria dos estudos com adição de doses de biossólidos sobre características biológicas do solo indicam que a atividade das enzimas tende a elevar com aumento das doses (GARCIA-GIL et al., 2000; MARCOTE et al., 2001; ROS et al., 2003, CRECCHIO et al., 2004; TRANNIN et al., 2007). A inconsistência em relação ao presente estudo, possivelmente, seja em função das características químicas do lodo de curtume. Embora, o processo de compostagem promova redução do efeito tóxico de resíduo industrial (ARAÚJO & MONTEIRO, 2006), o LCC vinha sendo aplicado há dois anos e o lodo utilizado na compostagem foi produzido sem qualquer limitação de exigências nas concentrações de elementos-traço e substâncias. Conforme CONAMA (2006) somente o cromo apresentou concentração elevada, porém algumas substâncias de efeito inibitório não foram avaliadas.

Correlação negativa da FDA foi observada com o CMB e RB (r -0,96 e -0,91), respectivamente (Tabela 10), indicando que o aumento do carbono microbiano e respiração por causa da adição do LCC não foram seguidos por um aumento simultâneo da FDA. Resultado divergente do encontrado na literatura, em que a FDA correlaciona positivamente com a respiração do solo (SCHNÜNER & ROSSWAL, 1982; TRANNIN et al., 2007; SÁNCHEZ-MONEDERO et al., 2008) e com o CBM após aplicação de um biossólido industrial (TRANNIN et al., 2007).

Como a atividade microbiana, representada pela RB esta relacionada com a BMS, foi calculado correlações entre estas características. Observou-se correlação positiva (Tabela 10), evidenciando que o aumento da respiração nas duas maiores doses pode ser resultado do aumento da biomassa microbiana e não do consumo de energia. A alta disponibilidade de fontes de carbono favorece a RB do solo (ARAÚJO & MONTEIRO, 2006), pela maior

ciclagem da biomassa microbiana. Resultado semelhante foi encontrado por Trannin et al. (2007) após dois anos de adição de doses de resíduo industrial.

Apesar de resultados favoráveis do uso do resíduo compostado sobre a produção de C-CO₂, foi encontrada correlação significativa (Tabela 10) deste com o Cr no solo ($r=0,91$; $p<0,05$). Isto indica que o aumento da RB não foi promovido somente pelo aumento da BMS, mais também pela presença do elemento-traço Cr, o que deve ter ocasionado maiores perturbações nas doses mais elevadas, resultando em maior liberação do C-CO₂. A RB pode ser maior em solos contaminados por elementos-traço, em consequência da toxicidade que pode promover maior consumo de energia dos microrganismos, para garantir a sobrevivência de comunidades microbianas (LEITA et al., 1995). Portanto, a alta taxa de respiração pode ter sido em decorrência tanto de uma desordem ecológica, como de um alto nível de produtividade do ecossistema, como sugerido por Islam & Weil (2000).

A RIS-G (Tabela 6) promoveu liberação de C-CO₂ semelhante a RB (Tabela 5) entre os tratamentos e ao longo das avaliações. Como a glucose é uma fonte de energia prontamente disponível, este comportamento indica haver impedimento no consumo normal de fontes simples de carbono pela microbiota do solo. Resultado explicado pela alta correlação da RIS-G com o teor de Cr no solo (Tabela 10), haja vista ausência de correlação com o CBM e RB. As taxas de CO₂ na respiração induzida por substratos em solos perturbados tende a igualar com os valores da RB (LOPES, 2001).

A RIS-C correlacionou-se positivamente com o Cr no solo, com o CBM e RB (Tabela 10). Pressupõe-se que a taxa de respiração neste método seja proporcional à biomassa microbiana presente no solo (ZALAMEA & GONZÁLEZ, 2007). Assim, a maior liberação de CO₂ na RIS-C (Tabela 6) é oriunda tanto de perturbações pela alta concentração de Cr, como da atuação dos microrganismos na degradabilidade da matéria orgânica presente no LCC.

A indução pela celulose apresentou correlação positiva com a glucose (Tabela 10), contudo os valores de C-CO₂ na RIS-G foram superiores ao RIS-C em todas as avaliações. O alto desempenho da RIS-G já era esperado, em virtude da constituição da cadeia que a compõe. Anderson & Domsch (1978) encontraram que a glucose produziu os maiores resultados comparada a outros indutores de respiração microbiana. A respiração do solo é estimulada por substrato na ordem celulose < glucose (DILLY, 2004).

Tabela 10. Coeficiente de correlação linear simples entre atributos biológicos e elementos-traço no solo, aos 60 dias após aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC).

Parâmetros	CBM	RB	RIS-C	RIS-G	qCO ₂	DHA	FDA	Cr	Cd	Ni	Pb
CMB	-	0,96**	0,95*	0,81 ^{ns}	-0,45 ^{ns}	-0,90*	-0,96*	0,83 ^{ns}	-0,03 ^{ns}	-0,64 ^{ns}	0,54 ^{ns}
RB		-	0,92*	0,86 ^{ns}	-0,21 ^{ns}	-0,96*	-0,91*	0,91*	-0,06 ^{ns}	-0,70 ^{ns}	0,68 ^{ns}
RIS-C			-	0,92*	-0,46 ^{ns}	-0,93*	-0,84 ^{ns}	0,89*	0,28 ^{ns}	-0,04 ^{ns}	0,63 ^{ns}
RIS-G				-	-0,12 ^{ns}	-0,96**	-0,65 ^{ns}	0,96**	0,41 ^{ns}	-0,31 ^{ns}	0,85 ^{ns}
qCO ₂					-	0,09 ^{ns}	0,51 ^{ns}	0,002 ^{ns}	-0,21 ^{ns}	-0,04 ^{ns}	0,22 ^{ns}
DHA						-	0,77 ^{ns}	-0,99**	-0,15 ^{ns}	0,51 ^{ns}	-0,79 ^{ns}
FDA							-	-0,67 ^{ns}	0,16 ^{ns}	0,76 ^{ns}	-0,47 ^{ns}
Cr								-	0,18 ^{ns}	-0,43 ^{ns}	0,79 ^{ns}
Cd									-	0,61 ^{ns}	0,37 ^{ns}
Ni										-	-0,42 ^{ns}
Pb											-

CMB: carbono da biomassa microbiana; RB: respiração basal; RIS-C e RIS-G: respiração induzida pela celulose e glucose, respectivamente; qCO₂: quociente microbiano; DHA: desidrogenase; FDA: Hidrólise de diacetato de fluoresceína; Cr: cromo; Cd: cádmio; Ni: níquel; Pb: chumbo. * e **: correlações significativas a 5 e 1 %, respectivamente; ns: não-significativo pelo teste t.

Aos 60 dias após aplicação do LCC não houve correlação entre o CBM e os elementos-traço no solo (Tabela 10). Resultados que corroboram com os de Santos et al. (2011) após adição de lodo de curtume compostado e Araújo & Monteiro (2006) com aplicação de lodo têxtil compostado.

A matriz de correlação mostra a existência de relações negativas da RIS-C e RIS-G com a DHA (Tabela 10). A decomposição de celulose no solo ocorre por ação de enzimas que atuam no rompimento de moléculas de alto peso molecular, desdobrando-se em celobiose e glicose livre (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Os resultados da correlação negativa indicam que o LCC, embora tenha reduzido à atividade da DHA, manteve a atividade induzida pelos substratos ativa na biodegradação dos compostos orgânicos.

Embora o Cr presente no LCC tenha excedido o limiar de toxicidade permitido para o uso no solo e apresentado correlação positiva com a RB do solo, não se observou correlação do qCO_2 com os elementos-traço presente no solo (Tabela 10). A falta de correlação indica uma possível ausência do efeito negativo do LCC em nível do estado metabólico dos microrganismos. Ainda, que seja possível que alguns fatores, como o pH, a quantidade de matéria orgânica ou o conteúdo de nutrientes tenham obscurecido o efeito do cromo sobre as taxas do qCO_2 .

A matriz de correlação (Tabela 10) indica que a adição do LCC diminui a atividade da DHA concomitante com o aumento do cromo no solo e com aumento do CBM e RB. Comportamento que reforça que a atividade desta enzima depende das condições microbianas do solo, e como a RB foi afetada pelo conteúdo de Cr no solo, conseqüentemente refletiu sobre a atividade da DHA, uma vez que, a mesma é indicadora da atividade microbiana e representa a parte mais ativa de células intactas. A correlação negativa indica ainda que o LCC, embora estimulado a atividade e a população microbiana, inibiu a população produtora de desidrogenase, possivelmente pela presença do Cr em nível tóxico.

4.2 Acúmulo de elementos-traço e produtividade do feijão-caupi após três aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado

Os resultados revelam que a aplicação de doses do LCC promoveu mudanças significativas apenas nos teores de Cr (Figura 1A) apresentando comportamento quadrático e com aumento ($P < 0,01$) na dose acumulada de 50 Mg ha^{-1} de LCC, em relação ao tratamento controle e com NPK. A equação foi derivada e permitiu estimar que a máxima concentração de Cr nas folhas seria alcançada com a aplicação de $54,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de LCC.

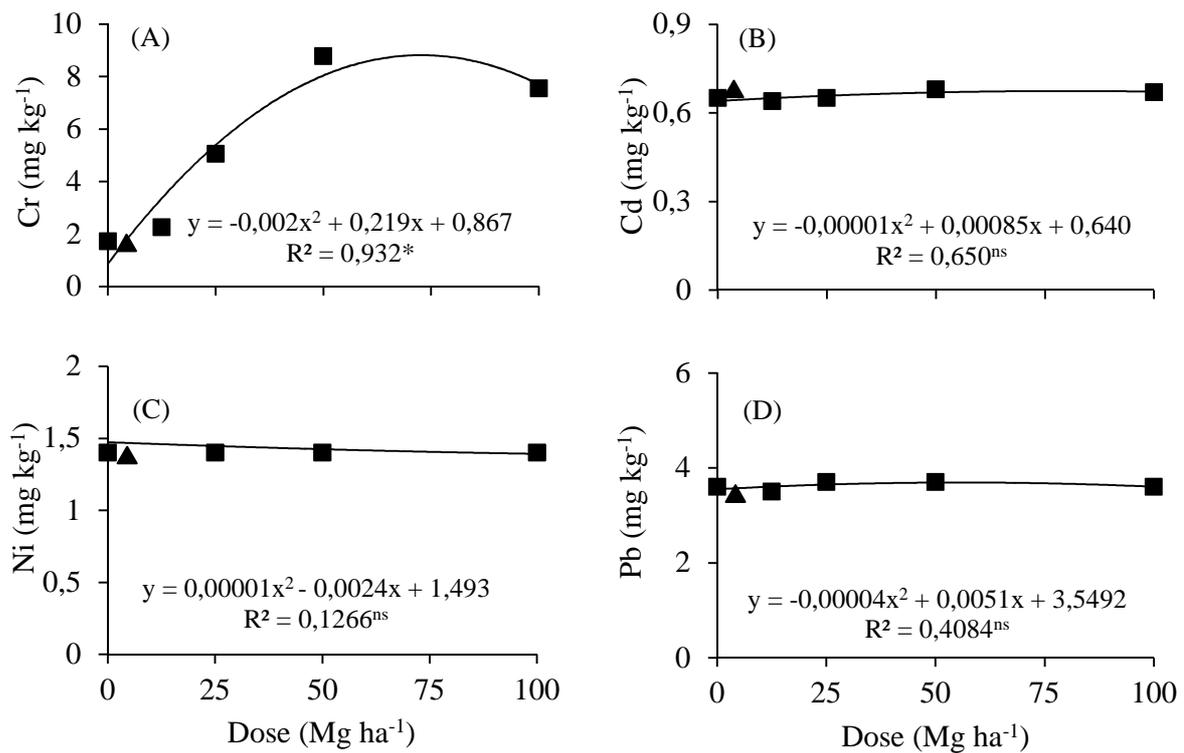


Figura 1. Quantidade acumulada de Cr (A), Cd (B), Ni (C) e Pb (D) em folhas de feijão-caupi após três anos de aplicações de lodo de curtume compostado (■) e NPK (▲). *: Significativo a 5% de probabilidade; ns: não significativo pelo teste t.

Os teores de Cr nos tratamentos com LCC variaram de 2,3 mg kg⁻¹ na dose de 12,5 Mg ha⁻¹ a 8,8 mg kg⁻¹ na dose de 50 Mg ha⁻¹. Após três anos de aplicações de LCC, os valores encontrados estão dentro da faixa de nível de toxicidade moderado, uma vez que valores normais de ocorrência do Cr em tecido vegetal estão os situados na faixa de 0,02 a 2,0 mg kg⁻¹ (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984). Conforme os mesmos autores, apenas os teores de Cr encontrado no tratamento controle e com NPK, estão dentro da faixa normal de ocorrência para tecido vegetal.

A maior concentração de Cr nas folhas, nos tratamentos que receberam LCC está associada a aplicações consecutivas do LCC, que apresenta concentração de Cr acima do limite estabelecido pelo CONAMA (2006). Gonçalves (2011), ao monitorar as concentrações de Cr em folhas de feijão-caupi, durante dois anos de aplicações de LCC, com doses de 0 a 40 Mg ha⁻¹ aplicados anualmente, também observou aumento no teor de cromo com o aumento das doses do composto, com resposta linear no primeiro ano e quadrática no segundo. Os valores encontrados aumentaram de um ano para o outro, sendo os mesmos inferiores ao encontrado nesta pesquisa, mais acima do limite máximo (2 mg kg⁻¹) tolerável para tecido vegetal (KABATA-PENDIAS E PENDIAS, 1984) nas duas maiores doses (20 e 40 mg kg⁻¹).

Os resultados indicam que o aumento da concentração do elemento no solo, pode levar ao aumento na absorção e translocação para os tecidos foliares do feijão-caupi.

As concentrações de Cd, Ni e Pb nas folhas não foram alteradas após três anos de aplicações do LCC. Estes resultados estão de acordo com os obtido por Gonçalves (2011), em feijão-caupi após dois anos de aplicações de LCC e por SOUZA et al. (2005), em milho, após o primeiro ano de aplicação de lodo de curtume. A ausência de alterações pode estar relacionada com a composição química do composto utilizado, que apresentava os teores dos elementos-traço, abaixo do limite permitido para uso agrícola (CONAMA, 2006).

A translocação de Pb das raízes para a parte aérea das plantas é limitada, de modo que o mesmo, tende a se concentrar nas raízes na forma de compostos insolúveis, diminuindo o transporte para a parte aérea (ADRIANO, 1986). Já o Cd, na forma solúvel, pode estar sempre disponível as plantas, mas no caso de leguminosas, o elemento se acumula principalmente nas raízes (MALAVOLTA, 1994). O Ni é móvel na planta e facilmente absorvido do solo, mais sua disponibilidade para as plantas e altamente influenciada pelo pH havendo relação inversa entre pH e a absorção do elemento (MALAVOLTA, 1994).

Os teores de Cd entre 0,1 e 2,4 mg kg⁻¹ são considerados normais em plantas (BOWEN, 1979). Do mesmo modo, as concentrações de Ni (Figura 1C) estão dentro da faixa sugerida por Adriano (1986) que é de 0,1 a 5 mg kg⁻¹. Concordando com os resultados encontrados por Ferreira et al. (2003), após aplicação de lodo de curtume, com elevada concentração dos elementos-traço. No caso do Pb, os teores nas folhas em todos os tratamentos (Figura 1D) estão abaixo de 4 mg kg⁻¹, os quais são muito inferiores à faixa de 30-300 mg kg⁻¹, considerada fitotóxica às plantas (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984).

O efeito das aplicações das doses de LCC nas concentrações dos elementos-traço nos grãos de feijão-caupi, foi significativo para o Cd, que apresentou comportamento crescente com o aumento das doses (Figura 2B) e para o Pb que teve resposta quadrática (Figura 2D). Conforme ANVISA (1965) os teores de Cd e Pb nos grãos estão abaixo do limite máximo de tolerância para alimentos que é de 1 e 2 mg kg⁻¹, respectivamente.

Gonçalves (2011) encontrou resultado semelhante a este trabalho quanto aos teores de Cd, após o segundo ano de aplicação de doses de LCC, com concentração máxima de 0,09 mg kg⁻¹ de Cd na dose de 20 Mg ha⁻¹ do composto, correspondendo a uma dose acumulada de 40 Mg ha⁻¹, e diferente quanto aos teores de Pb no primeiro ano de aplicação do LCC, com concentrações de Pb que variaram de 3,32 na dose de 40 Mg ha⁻¹ a 3,63 mg kg⁻¹ na dose de 5 Mg ha⁻¹.

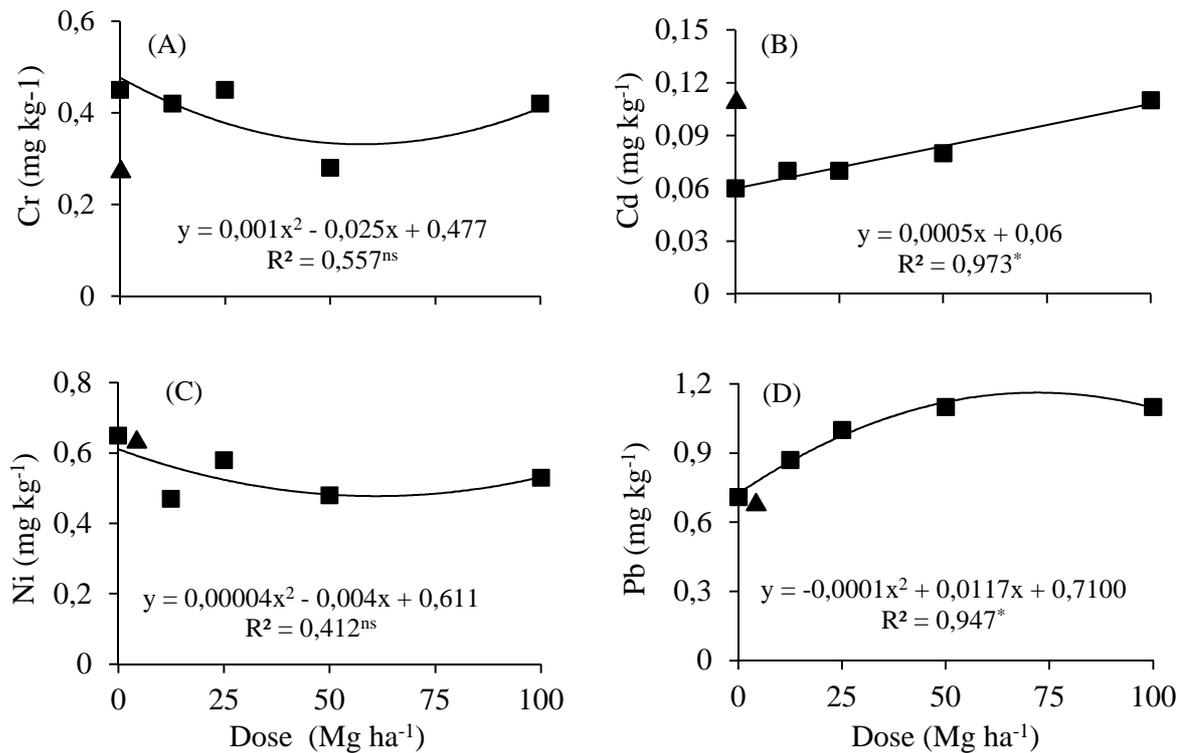


Figura 2. Quantidade acumulada de Cr (A), Cd (B), Ni (C) e Pb (D) em grãos de feijão-caupi após três anos de aplicações de lodo de curtume compostado (■) e NPK (▲). *: Significativo a 5% de probabilidade; ns: não significativo pelo teste t.

O teor de Cd nos grãos, por influência do tratamento com NPK foi de $0,11 \text{ mg kg}^{-1}$, exatamente a mesma concentração encontrada na dose acumulada de 100 Mg ha^{-1} do composto, ambos com um aumento de 83,3% em relação ao controle. Esse incremento pode ser explicado pela presença do Cd no LCC e pelo fato dos fertilizantes minerais, também conterem esse elemento na sua composição.

Conforme ANVISA (1965), os limites máximos de tolerância para o Cr e Ni em alimentos são de $0,1$ e $5,0 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Quanto aos teores estabelecidos, apenas o Ni foi detectado abaixo do limite crítico, alcançando teor adequado em todos os tratamentos (Figura 2C).

Mesmos com os baixos teores de Cd, Ni e Pb translocado para os grãos, os mesmos devem ser monitorados por longos anos, visando à aplicação ambientalmente segura do composto. Alguns autores encontraram teores de Ni em grãos de culturas como, milho e feijão, cultivados em solos que receberam altas doses de lodo industrial e urbano, depois de repetidas aplicações, abaixo do limite máximo estabelecido por órgãos reguladores (ANJOS & MATTIAZZO, 2000; RANGEL et al., 2006; GONÇALVES, 2011). Por outro lado,

Boaretto et al. (1992) encontraram em grãos de feijão, valores acima do estabelecido pela ANVISA (1965), com aplicações de doses de lodo urbano em torno de 10 Mg ha^{-1} .

Aplicações sucessivas do LCC podem levar a um aumento dos teores de Cr em folhas de feijoeiro (FIGURA 1A). A alta concentração de Cr nas folhas aponta para a necessidade de maiores estudos, em relação ao acúmulo deste elemento nas folhas. Pois segundo, Marques et al., (2002) o Cr é pouco translocado para a parte aérea das plantas, acumulando-se principalmente nas raízes.

Em função do Cr ter se acumulado nos grãos do feijão-caupi, em concentrações acima do permitido pela ANVISA (1965), torna-se um fator agravante de uso desta cultura com finalidade alimentícia, o que não impossibilita o uso de outras culturas para fins de pesquisa, uma vez que, a absorção e translocação de elementos-traço dependem também das características intrínsecas das plantas envolvidas (MARQUES et al., 2002). Contradizendo os resultados desta pesquisa, Mortvedt (2001), citou as plantas leguminosas como culturas de pouca capacidade acumulativa de elementos-traço.

As plantas podem ser consideradas como um reservatório dos elementos metálicos, através das quais pode atingir a cadeia alimentar (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). A quantidade de elementos-traço que é acumulado em grãos, às formas como se distribuem dentro dos tecidos das plantas e sua transferência para outros organismos são motivos de preocupação, em função de problemas ambientais e de saúde pública (MARQUES et al., 2002).

Considerando as concentrações de Cr, Cd, Ni e Pb em folhas e grãos do feijoeiro, verificou-se que as diferentes partes da planta apresentaram formas distintas, quanto as quantidades dos elementos-traço armazenados. De forma geral, houve maior acúmulo dos elementos-traço nas folhas do que nos grãos do feijão-caupi. Estes resultados são concordantes com os apresentados por Nogueira et al. (2008) após nove anos de aplicações de lodo urbano e por Merlino et al. (2010), cujos elementos-traço não foram detectados em grãos de milho, após onze anos de aplicações do mesmo tipo de resíduo dos autores anteriores. Contrário a esses resultados, Gonçalves (2011) encontrou valores superiores nos grãos, quanto aos teores de Cr e Ni, após o primeiro ano de aplicação de LCC.

A concentração de elementos-traço em diferentes partes da planta é reflexo de uma série de fatores que interagem, como o solo, a espécie vegetal, o tempo de exposição ao elemento, o estágio de desenvolvimento e o manejo da cultura (ALLOWAY, 1995). No entanto, o principal fator é o potencial de absorção, específico e fixado para os diferentes nutrientes ou elementos e diferentes espécies vegetais (MENGEL & KIRKBY, 1987).

Conforme, Antosiewicz (1992), nem todos os elementos-traço são igualmente retidos nas raízes das plantas, sugerindo que a tolerância a determinado elemento não garante, necessariamente a tolerância a outro.

O efeito das aplicações de doses do LCC na matéria seca da parte aérea (MSPA) (Figura 3A), no número de vagem por planta (NVP) (Figura 3B) e na produtividade de grãos (PG) (Figura 3C), permitiu que os dados obtidos em cada variável, fossem ajustados a um modelo quadrático e de alta significância. A curva resposta mostrou melhor desempenho da MSPA ($19,3 \text{ g planta}^{-1}$), NVP (22,2) e PG ($2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) na dose acumulada de 50 Mg ha^{-1} do LCC. No entanto, a equação de regressão foi derivada e permitiu estimar que a máxima eficiência técnica das variáveis acima, seria atingida com a aplicação de 57, 60 e 58 Mg ha^{-1} do composto, respectivamente.

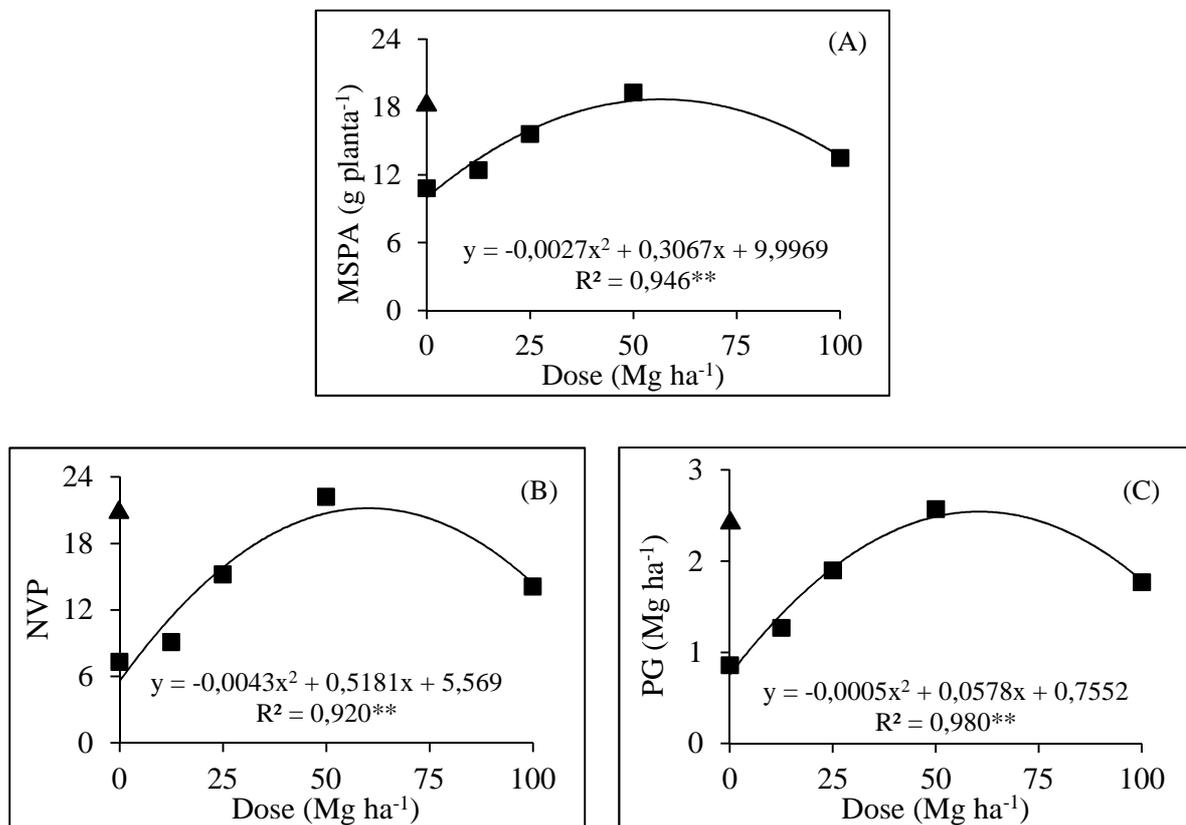


Figura 3. (A) massa seca da parte aérea (MSPA), (B) número de vagem por planta (NVP) e (C) produtividade de grãos (PG) do feijão-caupi após três anos de aplicações de lodo de curtume compostado (■) e NPK (▲). **: Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste t.

Os rendimentos das variáveis em estudo na dose acumulada de 50 Mg ha^{-1} do composto, são equivalentes aos valores obtidos no tratamento com NPK, e até três vezes superior ao tratamento controle, evidenciando o potencial do composto como fertilizante para

o feijão-caupi. Teixeira et al. (2006), verificaram que a aplicação de lodo de curtume nas doses 11,6, 23,2 e 46,5 Mg ha⁻¹ promoveram rendimentos de MSPA estatisticamente igual ao tratamento com NPK. Enquanto, Martines (2005), constataram em solo arenoso produtividade máxima de grãos com aplicação de 6 Mg ha⁻¹, representando ganho de 72% em relação ao controle.

Com relação à produtividade de grãos das plantas de feijoeiro, indicativo do estado nutricional das plantas, verifica-se, que após três anos de aplicação de LCC, a PG nos tratamentos (Figura 3C) foi superior ao encontrado por Gonçalves (2011), nos dois primeiros anos de cultivo anterior a esta pesquisa. Fato atribuído a maior estabilização do N no composto, que promoveu sua liberação mais lenta. Já foi confirmado que a compostagem de um resíduo orgânico estabiliza o N, que vai ser disponibilizado no solo a médio e longo prazo (BAR-TAL et al., 2004). Desta forma, a produtividade atual, foi influenciada pelas adições do LCC anteriores. A ciclagem de nutrientes deste tipo de resíduo aumenta a disponibilidade desses elementos, promovendo melhoria na fertilidade do solo e aumento na produtividade das culturas (MELO & MARQUES, 2000).

Os tratamentos que receberam LCC apresentaram incrementos, em relação ao tratamento controle que variaram de 15 a 79% na MSPA; de 25 a 204% no NVP e de 47 a 198% na PG. Resultados similares foram encontrados por Konrad & Castilhos (2002), que observaram iguais rendimentos de MSPA e de grãos, no tratamento com NPK e com aplicação de resíduo de curtume, constataram, ainda, produção de matéria seca e produtividade de grãos quatro vezes maior que o tratamento controle, ao incorporar ao solo lodo de curtume. Esses autores atribuíram os rendimentos observados com aplicação do resíduo, principalmente a liberação do N orgânico e subsequente transformação em formas e teores suficientes para o desenvolvimento normal das plantas.

Diversos trabalhos evidenciam ainda, aumento na produção de matéria seca de culturas, como soja, milho, feijão e leucena quando cultivadas com lodo de curtume (COSTA et al., 2001; FERREIRA et al. 2003; SOUZA et al., 2005; ARAÚJO et al., 2006; BORGES et al., 2007; ARAÚJO et al., 2008a; SANTOS, 2010). O aumento da MSPA nos tratamentos que receberam LCC (Figura 3A) reflete a influência dos nutrientes contidos no composto, e possível amortização da toxidez dos elementos-traço às plantas de feijão. Embora, o cromo tenha sido encontrado acima do permitido nas folhas (Figura 1A), não houve correlação dos elementos-traço com os rendimentos da MSPA (Tabela 11).

Tabela 11. Coeficiente de correlação linear simples entre componentes de produtividade e elementos-traço em folhas e grãos de feijão-caupi, aos 60 dias após aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC).

Parâmetros	PG	MSPA	NVP	Cr ¹	Cd ¹	Ni ¹	Pb ¹	Cr ²	Cd ²	Ni ²	Pb ²
PG	-	0,97**	0,98**	0,91*	0,76 ^{ns}	-0,35 ^{ns}	0,70 ^{ns}	-0,77 ^{ns}	0,41 ^{ns}	-0,55 ^{ns}	0,89*
MSPA		-	0,97**	0,80 ^{ns}	0,69 ^{ns}	-0,31 ^{ns}	0,74 ^{ns}	-0,81 ^{ns}	0,19 ^{ns}	-0,50 ^{ns}	0,76 ^{ns}
NVP			-	0,91*	0,81 ^{ns}	-0,43 ^{ns}	0,75 ^{ns}	-0,81 ^{ns}	0,38 ^{ns}	-0,49 ^{ns}	0,85 ^{ns}
Cr ¹				-	0,92*	-0,49 ^{ns}	0,61 ^{ns}	-0,70 ^{ns}	0,71 ^{ns}	-0,46 ^{ns}	0,94*
Cd ¹					-	-0,61 ^{ns}	0,58 ^{ns}	-0,77 ^{ns}	0,63 ^{ns}	-0,28 ^{ns}	0,74 ^{ns}
Ni ¹						-	-0,80 ^{ns}	0,13 ^{ns}	-0,23 ^{ns}	-0,54 ^{ns}	-0,29 ^{ns}
Pb ¹							-	-0,40 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,19 ^{ns}	0,49 ^{ns}
Cr ²								-	-0,21 ^{ns}	0,62 ^{ns}	-0,55 ^{ns}
Cd ²									-	-0,38 ^{ns}	0,76 ^{ns}
Ni ²										-	-0,59 ^{ns}
Pb ²											-

PG: produtividade de grão; MSPA: massa seca da parte aérea; NVP: número de vagem por planta; Cr: cromo; Cd: cádmio; Ni: níquel; Pb: chumbo.

¹Elementos-traço nas folhas e ²elementos-traço nos grãos. * e **: correlações significativas a 5 e 1 %, respectivamente; ns: não-significativo pelo teste t.

A produção de MSPA correlacionou-se positivamente com o NVP (Tabela 11), indicando a influência da MSPA no aumento do NVP do feijão-caupi. O NVP correlacionou-se com o teor de Cr nas folhas, sugerindo uma possível influência desse elemento no aumento no número de vagens. Não existe evidência da essencialidade do Cr no metabolismo das plantas, embora haja relatos de efeitos positivos desse metal no desenvolvimento de plantas cultivadas em solo com baixa concentração do elemento (MELO et al., 2008).

O aumento no rendimento de grãos nas plantas de feijoeiro ocorreu por influência do número de vagens por planta, havendo uma correlação positiva entre PG e NVP (Tabela 11). Este resultado confirma a hipótese que o componente NVP contribui para o aumento da produtividade de grãos em feijão-caupi (CARDOSO et al., 1995). Outro fator que influenciou a PG foi a MSPA, já que houve correlação entre as duas variáveis.

A maior disponibilidade de nutrientes no solo, causada por aplicação de bio-sólidos, pode levar a um melhor desenvolvimento da planta, com maior produção de massa seca. Neste caso, desde que o teor dos diferentes nutrientes disponíveis no solo esteja equilibrado em função das necessidades da planta, a maior produção da matéria seca poderá conduzir à maior produtividade (MARQUES et al., 2002).

Ao se correlacionar a PG com os teores dos elementos-traço Cr, Cd, Ni e Pb encontrados nas folhas e grãos do feijoeiro, considerando os tratamentos com LCC, observou-se correlação positiva da PG com o Cr nas folhas e o com o Pb nos grãos. Enquanto, o Cr nas folhas correlacionou-se positivamente com o Cd nas folhas e com Pb nos grãos. A interação entre elementos-traço ocorre e pode explicar a absorção relativa de diferentes elementos pelas plantas. Assim, a ocorrência concomitante de dois ou mais elementos-traço, em altos teores, pode aumentar ou reduzir a absorção ou acúmulo de um deles ou outro elemento nas plantas (MARQUES et al., 2002).

A produtividade de grãos encontrada nos tratamentos com LCC (Figura 3C) são superiores à média do estado do Piauí, que é de 0,256 Mg ha⁻¹ (IBGE, 2009) e inferior a 2,8 Mg ha⁻¹, rendimento máximo encontrado com a variedade BR-17 Gurguéia, em regime irrigado e submetida à adubação mineral (ANDRADE JÚNIOR et al., 2002). Resultado que indica que a maior disponibilidade de nutrientes no solo, proporcionada pelas aplicações do composto lodo de curtume, tem a vantagem de melhorar a matéria seca da parte aérea, com aumento no número de vagens, e conseqüentemente, aumento da produtividade de grãos, aliada a possível economia no uso de fertilizantes minerais.

5 CONCLUSÕES

O lodo de curtume compostado promoveu aumento na biomassa microbiana do solo, na respiração basal, na respiração induzida pela celulose e glucose. O qCO_2 não foi afetado pela aplicação de lodo de curtume compostado.

A atividade da desidrogenase e hidrólise de diacetato de fluoresceína foram afetadas negativamente pela aplicação de lodo de curtume compostado e correlacionaram-se inversamente com o cromo no solo.

A aplicação do lodo de curtume ocasionou efeito significativo para o Cr e nas folhas e para o Cd e Pb nos grãos. Os teores de Cr nos grãos mantiveram-se acima do limite estabelecidos para o consumo humano.

As doses de lodo de curtume compostado aumentaram a produção de matéria seca da parte aérea, número de vagens por planta e a produtividade de grãos, com melhor desempenho na dose acumulada de 50 Mg ha^{-1} , semelhante ao tratamento com NPK.

6 REFERÊNCIAS

- ABAYE, D. A.; LAWLOR, K.; HIRSCH, P. R.; BROOKES, P. C. Changes in the microbial community of an arable soil caused by long- term metal contamination. **European Journal of Soil Science**, v.56, p. 93-102, 2005.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 10.004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- ACIEGO-PIETRI, J. C.; BROOKES, P. C. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. **Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 1856–1861, 2008.
- ADRIANO, D. C. **Trade elements in the terrestrial environment**. New York: Springer-Verlag, 1986, 533 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Legislação em Vigilância Sanitária: Decreto N° 55.871 de 26 de março de 1965**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br>>. Acesso em 20 dez. 2011.
- AKMAL, M. H.; WANG, Z.; WU, J. J.; XU, J. M.; XU, D. F. Changes in enzymes activity, substrate utilization pattern and diversity of soil microbial communities under cadmium pollution. **Journal of Environmental Science**, v.17, p. 802-807, 2005.
- ALEF, K. Estimation of soil respiration. In: ALEF, K.; NANNIPIERI, P. (Eds.). **Methods in soil microbiology and biochemistry**. New York: Academic, p.464-470, 1995.
- ALLOWAY, Y. B. J. **Heavy metals in soils**. 2 end ed. London: Blackie Academic & Professional, 1995. 368p.
- ALVAREZ, R.; DÍAZ, R. A.; BARBERO, N.; SANTA NATOGLIA, O.; BLOTA, L. Soil Organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from there tillage systems. **Soil & Tillage Research**. v. 33, p.17-28, 1995.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 10 p. 215-221, 1978.
- ANDERSON, T. H. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: RITZ, K.; DIGHTON, J.; GILLER, K. E. (Eds.). **Beyond the biomass**. Wiley-Sayce: BSSS, p. 67-76, 1994.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the

microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25,n. 4, p. 393-395, 1993.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K.H. Application of ecophysiological quotients ($q\text{CO}_2$ and $q\text{D}$) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, Cambridge, v.22, p.251–255, 1990.

ANDRADE JÚNIOR, A. S.; RODRIGUES, B. H. N.; FRIZZONE, J. A.; CARDOSO, M. J.; BASTOS, E. A.; MELO, F. B. Níveis de irrigação na cultura do feijão-caupi. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.6, n.1, p.17-20, 2002.

ANDRADE, C. A. **Fração orgânica de biossólidos e efeitos no estoque de carbono e qualidade da matéria orgânica de um latossolo cultivado com eucalipto**. 2004. 121p. Tese (Doutorado)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2004.

ANJOS, A. R. M.; MATIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em latossolos repetidamente tratados com biossólido. **Scientia Agrícola**, v.57, n.4, p.769-776, 2000.

ANTOSIEWICZ, D. M. Adaptation of plants to an environmental polluted with heavy metals. **Acta Societatis Botanicorum Polinial**, Warsawa, v. 61, p. 281-299, 1992.

ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. FNP. Consultoria & Comércio, ed. Argos Comunicação. São Paulo. 2008. 400p.

ARAÚJO, A. S. F. **Biodegradação, extração e análise de glifosato em dois tipos de solos**. Dissertação (Mestrado). 2002. 72p. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.

ARAÚJO, A. S. F.; MELO, W. J.; SINGH, R. P. Municipal solid waste compost amendment in agricultural soil: changes in soil microbial biomass. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 9, p. 41- 49, 2009a.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Uberlândia. **Bioscience Journal**, v.23, n.3. p. 66-75, 2007.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil plus untreated and composted textile sludge. **Chemosphere**, v. 64, p.1043–1046, 2006.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. **Scientia Agrícola**, v. 62, p. 286-290, 2005.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R.; ABARKELI, R. B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 52, p. 799-804, 2003.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R.T.R.; CARVALHO, E.M.S. Effect of textile sludge composted on growth, nodulation and nitrogen fixation of soybean and cowpea. **Bioresource Technology**, Essex, v. 98, n. 5, p 1028-1032, 2007.

ARAÚJO, A. S. F.; SAHYOUN, F. K.; MONTEIRO, R. T. R. Evaluation of toxicity of textile sludge compost on seed germination and root elongation of soybean and wheat. **Ecossistema** v. 26, p. 117–120, 2001.

ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B.; MONTEIRO, R. T. R. Responses of soil microbial biomass and activity for practices of organic and conventional farming systems in Piauí state, Brazil. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, p. 25–30, 2008b.

ARAÚJO, A.S.F. de; CARVALHO, A.J.S.; SANTOS, F.J.S.; CARVALHO, M.M.S.; SANTOS, V.B. Growth and nodulation of leucaena and prosopis seedlings in soil plus tannery sludge. **Caatinga** , v.19, n.1, p.20-24, 2006.

ARAÚJO, F. F.; GIL, F. C.; TIRITAN, C. S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 39, n. 1, p. 1-6, 2009b.

ARAÚJO, F. F.; TIRITAN, C. S.; PEREIRA, H. M.; CAETANO JÚNIOR, O. Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação de lodo de curtume e fosforita. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v.12, n. 5, p. 507-511, 2008a.

BAATH, E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: a Review. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 47, p. 335 – 379, 1989.

BARAJAS ACEVES, M.; OCAMPO VELÁSQUEZ, R.; RODRIGUEZ VÁSQUEZ, R. Effects of Cr^{3+} , Cr^{6+} and tannery sludge on C and N mineralization and microbial activity in semi-arid soils. **Journal of Hazardous Materials**, v.143, p.522-531, 2007.

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

BAR-TAL, A.; YERMIYAHU, U.; ROSENBERG, R.; ZOHAR, D.; ROSEN, V.; FINE, P. Nitrogen, phosphorus and potassium uptake by wheat and their distribution in soil following successive, annual compost applications. **Journal Environmental Quality**, v. 33, n. 5, p. 1855-1865, 2004.

BASTOS, E. A.; ANDRADE JÚNIOR, A. S. **Boletim Agrometeorológico do ano de 2008 para o município de Teresina, PI**. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2008, 37p. (Embrapa Meio-Norte. Documentos, 181).

BELOSO, M. C.; VILLAR, M. C.; CABANEIRO, A.; CARBALLAS, M.; GONZALEZ-PRIETO, S. S.; CARBALLAS, T. Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses. **Bioresource Technology**, v. 45, p.123–129, 1993.

BERGMANN, W. **Nutritional disorders of plants: developments, visual and analytical diagnosis**. New York: Gustav Fischer Verlag Jena, 1992, 741 p.

BERTELLI, C. **Efeitos da disposição de lodos de curtume no solo e na planta**. 2007. 135 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

BHATTACHARYYA, P.; CHAKRABARTI, K.; CHAKRABORTY, A. Residual effect of municipal solid waste compost on microbial biomass and activities in mustard growing soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 49, p.585–592, 2003.

BIDONE, F. R. A. **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: Eliminação e valorização**. Porto Alegre: ABES, 2001. 218p.

BOARETTO, A. E.; MURUAKA, T.; NACAGAWA, J.; CHITOLINA, J. C. Níquel e cádmio em grãos de feijão produzidos em solo adubado com lodo de esgoto. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 20. Piracicaba, 1992. **Adubação, produtividade, ecologia**: Anais... Piracicaba: SBCS, p.100-401. 1992.

BORGES, J. D. **Efeitos do lodo de curtume nas culturas do milho (*Zea mays* L.) e do capim braquiarião [*Brachiaria brizanta* (Hochst ex A. Rick) Sapf.] cultivar marandu em latossolo vermelho-amarelo**. 2003. 244p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Goiânia, 2003.

BORGES, J. D.; BARROS, R. G.; SOUZA, E. R. B.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. P.; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA, I. P.; CARNEIRO, M. F.; NAVES, R. V.; SONNENBERG, P. E. Teores de micronutrientes nas folhas de milho fertilizadas com lodo de curtume. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 2, p. 1-6, 2007.

BOTREL, M. A. Bases fisiológicas para o manejo de pastagem. **EMBRAPA-CNPGL**. Coronel Pacheco, 1990, Boletim nº 35. 19p. 1999.

BOWEN, H. J. M. **Environmental chemistry of elements**. London: Academic Press, 1979. 275p.

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

BROOKES, P. C.; McGRATH, S. P. Effect of metal toxicity on the size of microbial biomass. **Journal of Soil Science**, v. 35, p. 341-346, 1984.

BRZEZINSKA, M. Biological activity and accompanying processes in organic soils irrigated with purified municipal sewage (Field and model experiments) (in Polish). **Acta Agrophysica**, v. 2, p.1-164, 2006.

BURNS, R. G. Interaction of enzymes with soil mineral and organic colloids. In: HUANG, P. M.; SCHNITZER, M. (Ed.). **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: Soil Science Society of America, p. 429-451, 1986.

BURNS, R. G. **Soil enzymes**. New York: Academic Press, 380p, 1978.

CAI, Q.; MO C.; WU, Q.; ZENG, Q.; KATSOYIANNIS, A. Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-compost. **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, p.1063–1072, 2007.

CARDOSO, E. J. B. N.; FORTES NETO, P. Aplicabilidade do biossólido em plantações florestais: alterações microbianas no solo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Org.) **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 197-202, 2000.

CARDOSO, M.J.; ANDRADE JÚNIOR, A.S.; MELO, F.B.; FROTA, A.B. **Avaliação agroeconômica da produção de sementes de caupi sob irrigação**. Teresina: EMBRAPA/CPAMN, 1995, 6p. (Comunicado Técnico, 62).

CASIDA, L. E.; KLEIN, D. A.; SANTORO, T. Soil dehydrogenase activity. **Soil Science**, v.98, p.371-376, 1964.

CASTALDI, S.; ANGELA, R. F.; AMALIA, V. S. Suitability of soil microbial parameters as indicators of heavy metal pollution. **Journal Water, Air & Soil Pollution**, v.158, p. 21–35, 2004.

CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 6, p.71-76, 2000.

CAVALLET, L. E.; SELBACH, P. A. Populações microbianas em solo agrícola sob aplicações de lodo de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2863-2869, 2008.

CHANEY, R. L.; OLIVER, D. P. Sources, potential adverse effects and remediation of agriculture soil contaminants. In: NAIDU, R. (Ed.). **Contaminants and the soil environment**

in the Australasia-Pacific region. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p. 323-359, 1996.

CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A. & BEAUCHAMP, C. J. Active carbon pools and enzyme activities in soils amended with de-inking paper sludge. **Canadian Journal Soil Science**, v. 80, p. 99-105, 2000.

CHOUDHURY, R.; SRIVASTAVA, S. Zinc resistance mechanisms in bacteria. **Current Science**, v. 81, p.768-775, 2001.

CICB – **Câmara da Indústria de Curtumes do Brasil, 2010.** Disponível em: <<http://www.brazilianleather.com.br/>>. Acesso em 15 de jun. 2011.

COLODRO, G.; ESPÍNDOLA, C. R.; CASSIOLATO, A. M. R.; ALVES, M. C. Atividade microbiana em um Latossolo degradado tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.2, p.195-198, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 375/2006, de 29 de agosto de 2006.** <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano/>. Acesso em 02 nov. 2011.

CORRÊA, D.; PRESSI, F. P.; JACOMETTI, M. L. G.; SPITZNER, P. I. Tecnologia de fabricação de fertilizantes orgânicos. In: CERRI, C. C.; ATHIÉ, D. **The regional colloquium on soil organic matter studies.** Proceedings... São Paulo. p. 217-222, 1982.

COSTA, C. N.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; KONRAD, E. E.; PASSIANOTO, C. C.; RODRIGUES, C. G. Efeito da adição de lodos de curtume sobre as alterações químicas do solo, rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 7, n. 3, p. 189-191, 2001.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo.** 2.ed. Porto Alegre, Gênese, 2004, p.207-237.

COSTA, M. S. S. de M.; COSTA, L. A. de M.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; SESTAK, D.; KAUFMANN, A. V.; ROTTA, S. R. Compostagem de resíduos da indústria de algodão. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v.25, n.2, p.540-548, 2005.

COTRIM, A. R. **Metais pesados na agricultura, consequências das elevadas concentrações de mercúrio, cádmio e chumbo no solo.** Campinas: Instituto de Química-UNICAMP,1994, 48p.

CRECCHIO, C.; CURCI, M.; PIZZIGALLO, M. D. R.; RICCIUITI, P.; RUGGIERO, P. Effect of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. **Soil Biology & Biochemistry**, v.36, p.1595-1605, 2004.

DEBOSZ, K.; PETERSEN, S. O.; KURE, L. K.; AMBUS, P. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied and Soil and Ecology**, v. 19, p.237-248, 2002.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo: método de fumigação-extração**. Seropédica: Embrapa-CNPAB, 1997. 10 p. (Embrapa- CNPAB. Documentos, 37).

DIAS, H. E. J.; MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; SILVA, R. Heavy metals, microbial density and activity in a soil contaminated by wastes from the zinc industry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 631–640, 1998.

DICK, R. P. Soil enzymes activities as integrative indicator of soil health. In: PANKHURST C.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Org) **Biological indicators of soil health**. New York: CAB, p. 121-155, 1997.

DILLY, O. Effects of glucose, cellulose and humic acids on soil microbial eco-physiology. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 167, p. 261-266, 2004.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Org.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, p. 3-21, 1994.

EMBRAPA– Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Novo Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. Brasília: Embrapa, 2006.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: CNPS/EMBRAPA, 2005. 412p.

EMERSON, D. Single stream vs. source separated recycling. **BioCycle**, v. 45, p. 22, 2004.

EMMERLING C.; LIEBNER, C.; HAUBOLD-ROSAR, M.; KATZUR, J.; SCHRODER, D. Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. **Plant and Soil**, v. 220, p.129-13 2000.

FERNANDES, P. Estabilização e higienização de biossólidos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP, 312p, 2000.

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.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.4, v.27, p.755-763, 2003.

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, Viçosa, MG, v.23, p.991-996, 1999.

FRASSINETTI, S.; CITTERIO, S.; NAPPI, P. Chemical changes in sludge stabilization. **BioCycle**, v.31, p.50-52, 1990.

FREIRE FILHO, F. R.; LIMA, J. A. A.; RIBEIRO, V. Q. **Feijão-caupi: avanços tecnológicos**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. 519 p.

FRIGHETTO, R. T. S. Análise da biomassa microbiana em carbono: método de fumigação extração. In: FRIGHETTO, R. T. S., VALARINI, P. J. (Coords). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, P. 157-166, 2000. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 21).

GAMA-RODRIGUES, E. F. da. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. de O. (Eds.). **Fundamentos da Matéria Orgânica**. Porto Alegre: Gênese, p. 228-243, 1999.

GARCIA-GIL, J. C.; PLAZA, C.; SOLER-ROVIRA, P.; POLO, A. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1907–1913, 2000.

GHINI, R.; MENDES, M.D. L.; BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador de atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. **Summa Phytopathologica**, Jaboticabal, v.24, p. 239-242, 1998.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; MCGRATH, S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 30, p.1389–1414, 1998.

GOMES, S. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. B. Produtividade e composição mineral de plantas de milho em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.5, p.459–465, 2007.

GONÇALVES, I. C. R. **Atributos químicos e biológicos do solo e produtividade de feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) após dois anos de aplicação de lodo de curtume compostado.** 2011. 66 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2011.

GONÇALVES, I. C. R.; ARAÚJO, A. S. F.; CARVALHO, S. E. M.; CARNEIRO, R. F. V. Effect of paclobutrazol on microbial biomass, respiration and cellulose decomposition in soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 45, p. 235-238, 2009.

GONG, P.; TIE-HANG, S.; BEUDERT, G.; HAHN, H. H. 2006. Ecological effects of combined organic and inorganic pollution on soil microbial activities. **Journal Water, Air & Soil Pollution**, v. 10, p.133-143, 2006.

GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; ANGERS, D. A.; MONREAL, C. M. & ELLERT, B. H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal Soil Science**, v. 74, p. 367-385, 1994.

HANEY, R. L.; SENSEMAN, S. A.; KRUTZ, L. J.; HONS, F.M. Soil carbon and nitrogen mineralization as affected by atrazine and glyphosate. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 35-40, 2003.

HAROON, M.; IDRIS, A.; OMAR, S. Analysis of heavy metals during composting of the tannery sludge using physicochemical and spectroscopic techniques. **Journal of Hazardous Materials**, v.165, p. 111–119, 2009.

HUMPHRIES, J. A. **Effects of long-term metal contamination on the structure and function of microbial communities in soils.** Ph.D. Thesis. 2007. 166 p. Texas Tech University, USA. 2007.

HUNTER, J. G.; VERGNANO, O. Nickel toxicity in pants. **Annals of Applied Biology**, Wellesbourne, v.39, p. 279-284, 1952.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção Agrícola Municipal.** Rio de Janeiro. v. 32. 101, p. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Sistema IBGE de Recuperação Automática - Sidra.** Banco de dados agregados: produção agrícola municipal. 2009. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em 30 dez. 2011.

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

JAHNEL, M. C. **Método de plaqueamento por gotas e outros parâmetros microbiológicos na avaliação da decomposição de lodo ativado de curtumes em solos.** 1997. 79p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

JAHNEL, M. C.; CARDOSO, E. J. B. N.; DIAS, C. T. S. Determinação do número mais provável de microrganismos do solo pelo método de plaqueamento por gotas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p.553-559, 1999.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.N. (Eds.) **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, p.415-471, 1981.

JEZIEWSKA-TYS, S.; FRAC, M. Enzymatic activity in gray-brown podzolic soil enriched with sewage sludge from a dairy plant. **Polish Journal of Soil Science**, v. 39, p. 33-42, 2006.

KABATA-PENDIA, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants.**3rd ed. Boca Raton: CRC press, 2001. 331p.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants.** CRC, Florida. 315 p. 1984.

KAMALUDEEN, S. P. B.; MEGHARAJ, M.; NAIDU,R.; SINGLETON, I.; JUHASZ, A. L.; HAWKE, B. G.; SETHUNATHAN, N. Microbial activity and phospholipid fatty acid pattern in long-term tannery waste-contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 302-310, 2003.

KHALIL, A. I.; HASSOUNA, M. S.; EL-ASHQAR, H. M. A.; FAWZI, M. Changes in physical, chemical and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge. **World Journal of Microbiology an Biotechnology**, v. 27, p. 1-11, 2011.

KHAN, K. S.; CHANDER, K.; HARTMANN, G.; LAMERSDORF, N.; JORGENSENR, R. G. Sources of heavy metals and their long-term effects on microbial C, N and P relationships in soils. **Journal Water, Air & Soil Pollution**, v.10, p. 1-10, 2006.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution**, v. 110, p. 115-125, 2000.

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

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto.** Piracicaba: E. J. Kihel. 1998, 171 p.

KIZILKAYA, R.; ASKIN, T.; BAYRAKH, B.; SAGLAM, M. Microbiological characteristics of soil contaminated with heavy metals. **European Journal of Soil Biology**, v. 40, p. 95-102, 2004.

KONRAD, E. E. **Alterações químicas e biológicas do solo decorrentes da adição de lodos de curtume**. 2000. 81p. Dissertação (Mestrado em Agronomia- Solos) Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2000.

KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.1, p.257-265, 2002.

KUHLMAN, L. R. Windrow composting of agricultural and municipal wastes. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 4, p.151–160, 1990.

LAMBAIS, M. R.; CARMO, J. B. Impactos da aplicação de biossólidos na microbiota de solos tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.1129-1138, 2008.

LANYON, L. E.; HEALD, W.R. Magnesium, calcium and barium. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. 2. ed. Madison: ASA, p.247-260, 1982.

LARNEY, F. J.; HAO, X. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 3221–3227, 2007.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Org.) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, p. 37-51, 1994.

LEITA, L.; DENOBILI, M.; MUHLBACHOVA, G.; MONDINI, C.; MRCHIOL, L.; ZERBI, G. Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. **Biology and Fertility of Soils**, v. 19, p. 103-108, 1995.

LIAO, M.; CHEN, C. L.; HUANG, C. Y. Effect of heavy metals on soil microbial activity and diversity in a reclaimed mining wasteland of red soil area. **Journal of Soil Science**, v. 17, p. 832–837, 2005.

LINDAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**. Madison, v. 42, p. 421-8, 1978.

LOPES, E. B. M. **Diversidade metabólica em solo tratado com biossólidos**. 2001. 65p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2001.

MACÊDO, L. S.; MORRIL, W. B. B. Origem e comportamento dos metais fitotóxicos: Revisão de literatura. **Tecnologia & Ciência Agropecuária**, v. 2, p. 29-39, 2008.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo, Produquímica, p. 40-62, 1994.

MALAVOLTA, E.; LIMA FILHO, O. F. Nutrição e adubação do feijoeiro. In: FANCELLI, A. L.; DOURADO NETO, D. (Eds.). **Tecnologia da produção de feijão irrigado**. Piracicaba: ESALQ, 1997. p.22-51.

MARCOTE, I.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C.; POLO, A. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. **Bioresource Technology**, v.79, p.147-154, 2001.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Eds.). **Biossólidos na agricultura**. 2 ed. São Paulo: ABES, p.365-403, 2002.

MARTINES, A. M. **Impacto do lodo de curtume nos atributos biológicos e químicos do solo**. 2005. 74p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.41, n.7, p.1149-1155, 2006.

MARTINS, D. R. **Estado nutricional e qualidade de bebida em cafeeiros tratados com lodo de esgoto**. 2003. 98p. Dissertação (Mestrado em agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2003.

MARZADORI, C.; CIAVATTA, C.; MONTECCHIO, D.; GESSA, C. Effects of lead pollution on different soil enzyme activities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 22, p. 53-58, 1996.

McLEAN, E. O. Soil pH and lime requirement. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. **Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties**. 2.ed. Madison: ASA, p.199-223, 1982.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. **Metais pesados no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas**. 2008. Disponível em: www.ambientenet.eng.br/TEXTOS/LODO%20ESGOTO.PDF. Acesso em 18 de dez de 2011.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa, p.109 -141, 2000.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**.4.ed. Bern: International Potash Institute, 1987. 687p.

MERLINO, L. C. S.; MELO, W. J.; MACEDO, F. G.; GUEDES, A. C. T. P.; RIBEIRO, M. H.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 2031-2039, 2010.

MERTZ, W. E. Chromium occurrence and function in biological systems. **Physiology Reviews**, Baltimore, v. 49, p.163-239, 1969.

MILLER, F. C. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: MEETING, F. B. **Soil Microbial Ecology**, v.18, p. 515-543, 1992.

MONKIEDJE, A.; SPITELLER, M.; FOTIO, D.; SUKUL, P. 2006. The effect of land use on soil health indicators in peri-urban agriculture in the humid forest zone of southern Cameroon. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 2402-2409, 2006.

MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Editora UFLA, Lavras. 2006. 729p.

MORTVEDT, J.J. Adubos e adubação: Tecnologia e produção de fertilizantes com micronutrientes - presença de elementos tóxicos. In: FERREIRA, M. E. et al. (Org). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal, p.237-251, 2001.

NADGORSKA-SOCHA, A., LUKASIK, I.; CIEPAL, R.; POMIERNY, S. Activity of selected enzymes in soils loaded with varied levels of heavy metals. **Acta Agrophysica**, v. 8, p.713-725, 2006.

NANNIPIERI, P.; KANDELER, E.; RUGGIERO, P. Enzymes activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: BURNS, R. G.; DICK, R. P. (Eds). **Enzymes in environment: activity, ecology and applications**. Boca Raton, London, New York: CRC Taylor & Francis, p. 1-34, 2002.

NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MARQUES, M. O. Cádmio, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e

em latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 32, p. 2195-2207, 2008.

NWUCHE, C. O.; UGOJI, E. O. Effect of heavy metal pollution on soil microbial activity. **International Journal of Environmental Technology**, v.5, p. 409-414, 2008.

OBBARD, J. P.; SAUERBECK, D.; JONES, K. C. Dehydrogenase activity of the microbial biomass in soils from a field experiment amended with heavy metal contaminated sewage sludges. **Science of the Total Environment**, v.142, p.157-162, 1994.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v.64, p.262-270, 1969.

OLIVEIRA, A.; PAMPULHA, M. E. Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics. **Journal Bioscience & Bioengineering**, v. 102, p. 157-161, 2006.

PASCUAL, J. A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; AYUSO, M. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. **Biology and Fertility of Soils**, v. 24, p.429–434, 1997.

PASSIANOTO, C. C.; CASTILHOS, D. D.; LIMA, R. M. V.; LIMA, A. C. R. Atividade e biomassa microbiana no solo com a aplicação de dois diferentes lodos de curtume. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 7, p. 125-130, 2001.

PEDRA, F.; POLO, A.; RIBEIRO, A.; DOMINGUES, H. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 1375-1382, 2007.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. UFV. Viçosa. 2007, 81 p.

PEREIRA, M. A.; JACINTO, M. A. C.; GOMES, A.; EVARISTO, L. G. S. **Cadeia produtiva do couro bovino: oportunidades e desafios**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2005. 30p. (Documentos, 153).

PEREZ-DE-MORA, A.; ORTEGA-CALVO, J. J.; CABRERA, F.; MADEJON, E. Changes enzyme activities and microbial biomass after “in situ” remediation of a heavy metal-contaminated soil. **Applied Soil Ecology**, v. 28, p.125–137, 2005.

PERUCCI, P. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. **Biology and Fertility of Soils**, v.14, p.54–60, 1992.

PONTES, W. L. **Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito na biomassa e atividade microbiana**. 2002. 73p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2002.

RAIS-MTE. **Ministério do Trabalho e Emprego, 2009.** Disponível em: <<http://www.mte.gov.br/PDET/Acesso/RaisOnLine.asp>>. Acesso em 22 mai. 2011.

RAJAPAKSHA, R. M. C. P.; TOBOR-KAPŁON, M. A.; BAATH, E. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. **Applied & Environmental Microbiology**, v.70, p. 2966–2973, 2004.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; DYNIA, J. F. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 583-594, 2006.

RIBEIRO, E. M. P.; MELLO, P. B. **A utilização do adubo de resíduo de apara de couro como fonte de nitrogênio no solo agrícola com ganhos energéticos e ambientais.** In: XXVIII encontro nacional de Engenharia de Produção. Rio de Janeiro. 2008. 15p.

RICHARD, T. L. Municipal solid waste composting: physical and biological processing. **Biomass Bioenerg**, v. 3, p. 163-180, 1992.

RIFFALDI, R.; LEVI-MINZI, R.; PERA, A.; BERTOLDI, M. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. **Waster Management Research**, v. 4, p. 96-387, 1986.

ROCA-PEREZ, L.; MARTINEZ, C.; MARCILIA, P.; BOLUDA, R. Composting Rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. **Chemosphere**, v.75, p.781–787, 2009.

RODRIGUES, P. N. F.; ROLIM, M. M.; BEZERRA NETO, E.; PEDROSA, E. M. R.; OLIVEIRA, V. S. Crescimento e composição mineral do milho em função da compactação do solo e da aplicação de composto orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 94-99, 2008.

ROGERS, B. F.; TATE III, R. L. Temporal analysis of the soil microbial community along a toposequence in Pineland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, n. 10, p. 1389-1401, 2001.

ROS, M.; HERNÁNDEZ, M. T.; GARCÍA, C. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, v.35, p.463-469, 2003.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; MONDINI, C.; CAYUELA, M. L.; ROIG, A.; CONTIN, M.; DE NOBILI, M. Fluorescein diacetate hydrolysis, respiration and microbial biomass in freshly amended soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, p. 885-890, 2008.

SANTOS, J. A. **Compostagem do lodo de curtume e seu uso agrícola: efeito sobre indicadores biológicos de qualidade do solo**. 2010. 77p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2010.

SANTOS, J. A.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; ARAÚJO, A. S. F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. **European Journal of Soil Biology**, v. 47, p.146-151, 2011.

SAVIOZZI, A.; BUFALINO, P.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALD, R. Biochemical activities in a degraded soil restored by two amendments: a laboratory study. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, p. 96-101, 2002.

SCHNÜNER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetato e hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, Washigton, v. 43, p. 1256-1261, 1982.

SELBACH, P. A.; TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; CAVALLET, L. E. Descarte e biodegradação de lodo de curtume no solo. **Revista do Couro**, v.4, p.51-62, 1991.

SELIVANOVSKAYA, S. Y.; LATYPOVA, V. Z. Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. **Waste Manage**, v. 26, p. 1253–125, 2006.

SEVERINO, L. S.; COSTA, F. X.; BELTRÃO, N. E. M.; LUCEMA, M. A. Mineralização da torta de mamona, esterco bovino e bagaço de cana estimada pela respiração microbiana. **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v. 5, n. 1, 65p, 2004.

SEYBOLD, C. A.; MAUSBACH, M. J.; KARLEN, D. L.; ROGERS, H. H. Quantification of soil quality. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLET, R.F.; STEWART, B.A. (eds.). **Soil processes and the carbon cycle**. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, p.387-404, 1997.

SHI, M.; BISCHOFF, M.; TURCO, R.; KAOPKA, A. Long-term effects of chromium and lead upon the activity of soil microbial communities. **Applied soil Ecology**, v. 21, p.169-177, 2002.

SILVA, A. C.; CARNEIRO, J. E. S.; FERREIRA, L. R.; CECON, P. R. Consórcio entre feijão e *Brachiaria brizantha* sob doses reduzidas de graminicida. Viçosa. **Planta daninha**. v. 24, n.1, 2006.

SILVA FILHO, G. N. **Flutuações populacionais de microrganismos em solos submetidos a diferentes sistemas de manejo**. 1984. 153p. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1984.

SILVA, C. J. C.; LIMA, M. G. S.; CARVALHO, C. M.; ELOI, W. M.; PEDROZA, M. M.; SILVA, C. J. C. Efeito do lodo de estação de tratamento de despejos de curtume na fase inicial do crescimento do milho. **Revista de Biologia e Biociência da Terra**, v. 5, n. 2, p. 1-11, 2005.

SILVA, F. A. S. ASSISTAT, versão 7,5- **Sistema de análise estatística**. Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2008. (Software).

SILVA, M. G. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAN, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, p. 527-535, 2007.

SINGH, D. K.; KUMAR, S. Nitrate reductase, arginine deaminase, urease and dehydrogenase activities in natural soil (ridges with forest) and in cotton soil after acetamiprid treatments. **Chemosphere**, v. 71, p. 412-418, 2008.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M. et al. **Microrganismos e processos biológicos dos solos: perspectiva ambiental**. EMBRAPA-CNPAF, 1994. 142p. (Documentos,45).

SMEJKALOVA, M.; MIKANOVA, O.; BORUKA, L. Effects of heavy metal concentrations on biological activity of soil micro-organisms. **Plant, Soil and Environment**, v. 49, p. 321-326, 2003.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (ed). **Soil Biochemistry**, New York, v. 6 p. 357-396, 1990.

SNELL, J. R. Role of temperature in garbage composting. In: The bioCycle guide to the art e Archivos de Zootecnia. **Science of composting**. J.G. Press. Emmaus, v.58, p. 224-256. 1991.

SOARES, A. L. L.; MOREIRA, F. M. S.; ANDRADE, M. J. B. Nodulação e produtividade de feijão-caupi cv. Poços de Caldas por estirpes selecionadas de rizóbio em Iguatama–MG. In: CONGRESSO NACIONAL DE FEIJÃO-CAUPI, 1., 2006, Teresina. **Anais...** Teresina: Embrapa, 2006.

SOON, Y. K.; ABOUD, S. Cadmium, chromium, lead and nickel. In : CARTER, M. R. (ed.) **Soil sampling and methods of analysis**. Lewis, Boca Raton, p. 101-108, 1993.

SOUZA, E. R. B.; BORGES, J. D.; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. P.; OLIVEIRA, I. P.; XIMENES, P. A.; CARNEIRO, M. F.; BARROS, R.. Teores de metais tóxicos nas folhas de plantas de milho fertilizadas com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.35, n. 2, p.117-122, 2005.

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

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Acta Agricultura & Scandinavia**, Estocolmo, v. 49, p. 1-24, 1999.

TABATABAI, M.A Soil inzymes. In: WEAVER, R. W.; SCOTT, A.; BOTTOMELEY, P. J. (Eds.) **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: soil Science Society of America, p. 778-835, 1994.

TAYLON, J. P.; WILSON, M.; MILLS, S. BURNS, R. G. Comparison of microbial and numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 387-401, 2002.

TEIXEIRA, K. R. G.; GONÇALVES FILHO, L. A. R.; CARVALHO, E. M. S.; ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B. Efeito da adição de lodo de curtume na fertilidade do solo, nodulação e rendimento de matéria seca do caupi. **Ciência & Agrotecnologia**, v. 30, n. 6, p. 1071-1076, 2006.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. Publications in 32 Climatology. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955. 104p.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p.1173-1184, 2007.

TURNER, C. The thermal inactivation of E. coli in straw and pig manure. **Bioresource Technology**, v. 84, p. 57-61, 2002.

United States Department of Agriculture (USDA). **Manual for Composting of Sewage Sludge by the Beltsville Aerated-pile Method**. USDA-EPA. 1980. 65p.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). **Test method for evaluating solid wast**. Washington, 1986. 152p.

UTGIKAR, V. P.; TABAK, H. H.; HAINES, J. R.; GOVIND, R. Quantification of toxic inhibitory impact of copper and zinc on mixed cultures of sulfate reducing bacteria. **Biotechnology & Bioengineering**, v. 82, p. 306-312, 2003.

VALENTE, B. S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, v. 58, p. 59-85, 2009.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology Biochemistry**, v.19, n.6, p.703-707, 1987.

VERGNOUX, A.; GUILIANO, M.; LE DRÉAN, Y.; KISTER, J.; DUPUY, N.; DOUMENQ, P. Monitoring of the evolution of industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 2390-2403, 2009.

WADT, P. G. S. **Lodo de curtume: alternativa na recuperação de áreas degradadas**. Disponível em: <http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php?id=262>. Em 17/10/2005. Acesso: 06/12/2011.

WALIA, M.; GOYAL, S. Effect of heavy metal contaminated sludge on soil microbiological properties and growth of Indian mustard. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 56, p. 563-574, 2010.

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, p. 419-436, 1994.

WEI, Y. J.; LIU, Y. S. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. **Chemosphere**, v. 59, p. 1257-1265, 2005.

XAVIER, T. F.; ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B.; CAMPOS, F. L. Ontogenia da nodulação em dois cultivares de feijão-caupi. **Ciência Rural**, v. 37, p. 572-575, 2007.

YANG, J. E.; LEE, S.; OK, Y.; YOO, K.; EOM, K. **Ecotoxicological assessment of heavy metal contaminated soils by soil enzymes and Luminescent bacteria**. 18 th world congress of Soil Science, Philadelphia, Pennsylvania, USA, 2006.

YEATES, G. W.; ORCHARD, V. A.; SPEIR, T. W.; HUNT, J. L.; HERMANS, M. C. C. Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biological activity. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, p. 200-208, 1994.

YONG-TAO, L.; C.; ROULAND, C.; BENEDETTI, M.; FANG-BAI LI; PANDO, A.; LAVELLE, P.; J. DAI, J. Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress. **Soil biology & soil biochemistry**, v. 41, p.969-977, 2009.

ZALAMEA, M.; GONZÁLEZ, G. Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment. **Acta Científica**, v. 21, p.11-17, 2007.

ZATORRE, N. P. Atributos biológicos do solo como indicadores de qualidade do solo. **Gaia Scientia**, v.2, n. 1, p. 9-13, 2008.

ZILLI, J. E. et al. Eficiência de Simbiótica de Estirpes de *Bradyrhizobium* isoladas de solo do Cerrado em Caupi. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 201-210, 2006.