



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E SOLOS
PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: PRODUÇÃO VEGETAL

LUCIANO MOURA LIMA

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM SOLO CULTIVADO COM
FEIJÃO-CAUPI APÓS SEIS ANOS DE CONSECUTIVAS APLICAÇÕES DE LODO
DE CURTUME COMPOSTADO**

TERESINA – PI

2015

LUCIANO MOURA LIMA

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM SOLO CULTIVADO COM
FEIJÃO-CAUPI APÓS SEIS ANOS DE CONSECUTIVAS APLICAÇÕES DE LODO
DE CURTUME COMPOSTADO**

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em agronomia do Centro de Ciências Agrárias da universidade Federal do Piauí – UFPI, como requisito final para obtenção do título de mestre em agronomia.

Área de concentração: Produção vegetal

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo
Co-orientador: Prof. Dr. Luís Alfredo Pinheiro Leal Nunes

TERESINA – PI

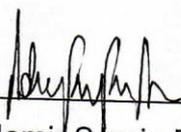
2015

**Atributos químicos e biológicos de um solo cultivado com feijão-caupi
após seis anos de consecutivas aplicações de doses de lodo de curtume
compostado**

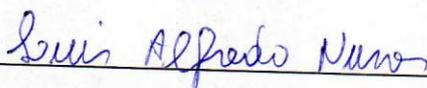
Luciano Moura Lima
Engenharia Agrônômica

Aprovado em 23 / 03 / 2015

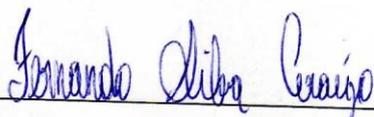
Comissão Julgadora:



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



Prof. Dr. Luís Alfredo Pinheiro Leal Nunes – Membro Interno
CCA/UFPI



Prof. Dr. Fernando Silva Araújo - Membro Externo
UESPI/Parnaíba

“Livros são os mais silenciosos amigos; os mais acessíveis e os mais pacientes professores.”

Charles W. Elliot
Pres. Harvard University

A minha querida mãe, Diva Pereira.

A minha irmã, Dilma Moura.

A minha Sobrinha, Dayrane Maria.

OFEREÇO

A toda minha Família, em especial minha mãe Diva Pereira Lima.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por estar sempre ao meu lado me protegendo dos males que o destino tenta nos trazer.

A minha mãe (Diva Pereira) por ser a pessoa mais presente em minha vida e pelo seu infinito amor, carinho, conselho, confiança, educação e apoio.

A minha Família: Dilma Moura, Iracema Moura, Antônia Barros (tias), Hyrla Sousa, Hiorrana Sousa, (primas), Glauber Rocha (primo), Dayrane Lima (sobrinha), Antônio Carlos (tio), Elisvania Brasil (namorada) pela confiança e ajuda.

Aos meus amigos: Gildean Portela, Erivan Felipe, Evando Felipe, Marcos Antonio, Anderson Santos, Jackeline dos Santos, e Antônio Carvalho pelo companheirismo, solidariedade, apoio e colaboração.

Aos alunos de graduação pela ajuda nos trabalhos práticos de campo, sem os quais, tudo se tornaria mais difícil.

Aos meus amigos, Dyego Leandro (graduando - UFPI), Sandra Mara (graduanda - UFPI), Nilza Carvalho (mestranda - UFPI) pela ajuda e colaboração nas análises laboratoriais.

A todos os meus amigos do curso de pós-graduação pelos dois anos de convívio e pelas informações trocadas.

A todos os funcionários do laboratório de solo (LASO) da UFPI pelas as informações prestadas durante a realização das análises.

À Universidade Federal do Piauí, pela oportunidade de realização do curso de pós-graduação em agronomia.

A professora Dra. Vilma Santos pela disponibilidade e ensinamentos em todas as etapas de realização da minha dissertação.

Ao prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo e ao prof. Dr. Luís Alfredo Pinheiro Leal, pela orientação, co-orientação, dedicação, credibilidade e atenção em todos os momentos.

MEU MUITO OBRIGADO!

LUCIANO

ATRIBUTOS QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DE UM SOLO CULTIVADO COM FEIJÃO-CAUPI APÓS SEIS ANOS DE CONSECUTIVAS APLICAÇÕES DE LODO DE CURTUME COMPOSTADO

Autor: Luciano Moura Lima

Orientador: Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

RESUMO

A utilização de lodo de curtume na agricultura pode ser uma alternativa para disposição e reciclagem desse resíduo. Por outro lado, o acúmulo no solo de altas concentrações de sais e cromo, geralmente presentes no lodo de curtume, podem ocasionar efeitos negativos ao meio ambiente. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de seis anos de aplicação consecutiva de lodo de curtume compostado (LCC) nos atributos químicos e biológicos de um neossolo flúvico cultivado com feijão-caupi. O experimento foi conduzido em blocos casualizados com aplicação de 0 (controle); 2,5; 5,0; 10 e 20 Mg ha⁻¹ de LCC e amostras de solo foram coletadas (0-0,2 m) 30 e 60 dias após a aplicação. A partir dessas amostras avaliaram-se, o carbono da biomassa microbiana (CBM), a respiração basal (RB), o quociente metabólico (qCO₂) e microbiano (qMIC), a atividade enzimática do solo (desidrogenase, hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA), fosfatase alcalina, β-glicosidase) e o carbono orgânico total (COT) nos dois períodos de amostragem. Enquanto, o pH, a condutividade elétrica (CE) e as concentrações de cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), e cromo (Cr) foram determinados ao final do experimento. A aplicação de LCC promoveu mudanças nos atributos químicos do solo, observando-se aumento nos valores de pH e CE, bem como na concentração de Ca, Mg, P, K, Na, COT e Cr do solo. O CBM apresentou valores mais elevados nos tratamentos 0 e com aplicação de 2,5 Mg ha⁻¹ de LCC, já para o qMIC maiores valores foram observados no tratamento 0 nos dois períodos de avaliação. A aplicação de 20 Mg ha⁻¹ promoveu aumento na respiração basal em relação ao controle, enquanto o qCO₂ foi mais elevado nos solos tratados com doses superiores a 2,5 Mg ha⁻¹. A atividade da desidrogenase diminuiu significativamente com a aplicação de LCC, enquanto a hidrólise do FDA e fosfatase foram estimuladas. No entanto a atividade da β-glicosidase não foi suficientemente sensível em detectar as diferenças entre os tratamentos. O presente estudo

mostra que os efeitos da aplicação do LCC na biomassa microbiana estão diretamente relacionados às mudanças nos atributos químicos do solo e que a dose 2,5 Mg ha⁻¹ pode ser utilizada anualmente sem prejudicar o funcionamento microbiológico do solo.

Palavras-chave: Aplicação de resíduo, Fertilidade do solo, Cromo, Biomassa microbiana, Atividade enzimática.

CHEMICAL AND BIOLOGICAL ATTRIBUTES OF A SOIL WITH GROWING COWPEA AFTER SIX YEARS OF CONSECUTIVE AMENDMENT WITH COMPOSTED TANNERY SLUDGE

Author: Luciano Moura Lima

Advisor: Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

ABSTRACT

The utilization of tannery sludge in agriculture can be an alternative for its disposal and recycling. On the other hand, the soil accumulation of high concentrations of salts and chromium, usually present in tannery sludge, can result in negative effects on the environment. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of six years of application composted tannery sludge (CTS) on chemical and biological properties of a Neosol Fluvic cultivated with cowpea. The experiment was carried out in randomized blocks with application of 0 (control); 2.5; 5; 10 and 20 Mg ha⁻¹ CTS, and soil samples were collected (0-0,2 m) 30 and 60 days after application. From these samples were evaluated: microbial biomass carbon (MBC), basal respiration (BR), metabolic quotient (qCO₂) and microbial (qMIC), soil enzymatic activity (dehydrogenase, Fluorescein diacetate (FDA) hydrolysis, alkaline phosphatase and β-glucosidase) and total organic carbon (TOC) in the two sampling periods. While the pH, electrical conductivity (EC) and calcium (Ca), magnesium (Mg), phosphorus (P), potassium (K), sodium (Na), and chromium (Cr) were measured only at the end of the experiment. The application of CTS promoted changes in soil chemical properties, it was observed increase in pH and EC values and in the concentration of Ca, Mg, P, K, Na, TOC and Cr in soil. The MCB showed higher values in the treatments 0 and application of 2.5 Mg ha⁻¹ CTS, and for qMIC highest values were observed in the treatment 0 in both evaluation periods. The application of 20 Mg ha⁻¹CTS increased the BR in the control, while the qCO₂ was higher in soils treated with doses higher than 2.5 Mg ha⁻¹. Dehydrogenase activity significantly decreased with the application of CTS, while the FDA hydrolysis and phosphatase were stimulated. However, the β-glucosidase activity was not sensitive enough to detect differences between treatments. This study shows that the application of CTS in microbial biomass are

directly related to changes in soil chemical properties and that the dose of 2.5 Mg ha⁻¹ CTS can be applied yearly without harming the soil microbiological functions.

Keywords: waste amendment, soil fertility, Chrome, microbial biomass, enzyme activity.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Características do solo antes da montagem do experimento de longa duração.....	27
Tabela 2 - Características químicas e físicas do lodo de curtume compostado (LCC) utilizado nos experimentos.	28
Tabela 3 - Características químicas do solo após aplicações de LCC e cultivo de feijão-caupi no período de 2009-2013.	30
Tabela 4 - Carbono orgânico total do solo (COT) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.	38
Tabela 5 - Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) e quociente microbiano (qMIC) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em um solo cultivado com feijão-caupi.	39
Tabela 6 - Respiração basal do solo (RB) e quociente metabólico (qCO ₂) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em um solo cultivado com feijão-caupi.	40
Tabela 7 - Atividade da desidrogenase (DHA) e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.	42
Tabela 8 - Atividade da fosfatase alcalina (FA) e atividade da β-glicosidase (BG) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.	43

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Valores de pH (A) e concentração cálcio (B), magnésio (C), fósforo (D) e potássio (E) no solo após a aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC) em área cultivada com feijão-caupi.	34
Figura 2. Concentração de sódio (A) e condutividade elétrica (B) no solo após a aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC) em área cultivada com feijão-caupi.....	35
Figura 3. Concentração de Cromo no solo após a aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.....	36
Figura 4. Escalonamento multidimensional não métrico (NMS) baseado nas propriedades químicas e microbiológicas de solos submetidos à aplicação de LCC.....	44

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	17
2.1. Curtimento de peles	17
2.2. Utilização de lodo de curtume na agricultura	18
2.3. Atributos biológicos do solo	19
2.4. Biomassa microbiana.....	20
2.5. Respiração Basal	21
2.6. Quociente metabólico e microbiano	22
2.7. Enzimas	23
3. MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1. Local de estudo	27
3.2. Amostragem	29
3.3. Avaliação das propriedades químicas do solo	30
3.4. Carbono da biomassa microbiana do solo	31
3.5. Análise estatística	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1. Propriedades químicas do solo	33
4.2. Propriedades Microbiológicas	38
5. CONCLUSÕES.....	46
6. REFERÊNCIAS	47

1. INTRODUÇÃO

O Brasil ocupa lugar de destaque na produção mundial de couros, com 45 milhões de peles processadas anualmente, movimentando 21 bilhões de dólares (SANTOS et al., 2011). No entanto, a indústria do curtume origina grandes quantidades de resíduos, cerca de 150-200 kg de lodo são gerados para cada tonelada de pele processada (NAKATANI, 2010). O lodo gerado é rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes e geralmente apresenta alta concentração de metais pesados, especialmente cromo (Cr) na forma trivalente. Além disso, contém sais que associados ao Cr podem afetar processos chave no solo (CHANDRA et al., 2009).

Atualmente, não há métodos definidos para o descarte do lodo de curtume, frequentemente a deposição é feita em aterros sanitários, o que tem causado preocupação, e soluções alternativas para sua reciclagem têm sido buscadas. Dentre essas, a aplicação do lodo de curtume compostado em solos agrícolas vem se mostrando uma ferramenta bastante promissora, uma vez que pode contribuir para melhoria da fertilidade do solo e nutrição das plantas (SILVA et al., 2010). Entretanto, a aplicação de lodo de curtume deve ser realizada com cautela, pois se conduzida de maneira inadequada pode acarretar prejuízos ao funcionamento microbiológico dos solos e afetar a ciclagem de nutrientes.

Os microrganismos do solo participam ativamente em processos benéficos como a ciclagem de nutrientes, a transformação da matéria orgânica e a degradação de compostos persistentes aplicados ao solo (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010). Assim, processos que interfiram na diversidade genética e/ou funcional da microbiota do solo podem contribuir para a alteração de sua qualidade. Nesse sentido, variáveis que descrevam a quantidade de biomassa, a atividade e o estado de estresse da comunidade microbiana do solo podem ser utilizadas para avaliar o efeito de poluentes no solo, uma vez que respondem rapidamente às mudanças no ambiente.

Estudos têm demonstrado os efeitos da aplicação do lodo de curtume nas propriedades químicas do solo, mas ainda pouco se sabe sobre os impactos na microbiota. Gonçalves et al. (2014) relataram aumento significativo no carbono da biomassa e ausência de variação na atividade enzimática geral do solo avaliada pela hidrólise do FDA em solos tratados há dois anos com lodo de curtume compostado. Em outro estudo, Silva et al. (2014) observaram que após três anos de aplicações consecutivas de diferentes doses de lodo de curtume compostado houve aumento da biomassa e da atividade microbiana do solo com adição de 10 e 20 Mg ha⁻¹.

Por outro lado, redução da biomassa microbiana em solos tratados há cinco anos com lodo de curtume foi relatada por Abaye et al. (2005). Estes resultados sugerem que mais estudos são necessários para melhor avaliar os efeitos das doses e do tempo de aplicação de resíduos de curtume na biomassa microbiana. Nesse contexto, experimentos de longa duração podem ser usados para determinar alterações nas funções do solo e fornecer informações para avaliação da sustentabilidade e gestão futura dos resíduos.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de seis anos de aplicação consecutiva de lodo de curtume compostado (LCC) nos atributos químicos e biológicos de um solo neossolo flúvico cultivado com feijão-caupi.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Curtimento de peles

O Brasil possui o segundo maior rebanho comercial de bovino do mundo, com efetivo de aproximadamente 200 milhões de cabeças, além de 17 milhões de ovinos e de 9 milhões de caprinos (IBGE, 2012). O país é responsável por 11% da produção mundial de couro, processando 45 milhões de peles por ano e movimentando 21 bilhões de dólares. Além disso, é o quinto maior produtor de couro bovino, atrás apenas dos Estados Unidos, Rússia, Índia e Argentina (CETESB, 2014).

De modo geral, o couro é uma pele animal devidamente conservada que passou por vários processos. Segundo Ganem (2007), o processamento de peles compreende três etapas distintas: a ribeira, o curtimento e o acabamento. A ribeira tem por finalidade a limpeza e eliminação de estruturas indesejadas e substâncias que não irão constituir o couro, como também preparar a estrutura protéica (colágeno) da pele para as etapas seguintes (PACHECO, 2005). Já o curtimento, tem por objetivo transformar a pele em couro, ou seja em material estável e imputrescível, o qual é classificado em mineral, vegetal e sintético, dependendo da substância utilizada no processamento. No curtimento mineral, o produto químico mais utilizado é o cromo (especificamente sais de cromo trivalente), devido ao tempo relativamente curto do processo e pela qualidade que confere ao couro (PACHECO, 2005). Por fim, o acabamento, que consiste num conjunto de etapas que visa proporcionar ao couro características como: cor, resistência, atração, impermeabilidade, maciez, flexibilidade, toque e elasticidade (GANEM, 2007).

As indústrias de curtimento de peles possuem grande potencial poluidor devido à grande quantidade de insumos utilizados no processo e às diversas etapas necessárias para transformar as peles animais em couro (NAKATANI, 2010). Cada tonelada de pele processada gera em média de 200 a 250 Mg de couro acabado, correspondendo a um rendimento médio de 22,5 % (PACHECO, 2005). Em contrapartida, são gerados cerca de 600 kg de resíduos sólidos (GANEM, 2007), que precisam ser tratados e descartados de maneira adequada. Atualmente, esses resíduos são alvo de enorme preocupação ambiental, devido ao fato de apresentarem riscos aos seres humanos e aos animais, bem como pela sua persistência em longo prazo no meio ambiente (CHANDRA et al., 2009). Por isso, alternativas são necessárias para reutilização

desses resíduos, dentre as alternativas disponíveis, o uso na agricultura tem se mostrado bastante promissora.

2.2. Utilização de lodo de curtume na agricultura

O uso agrícola do lodo de curtume pode contribuir para melhoria da fertilidade dos solos atuando como corretivo da acidez, pois eleva o pH e reduz os teores de alumínio trocável (KRAY et al., 2008). Esse efeito deve-se a presença de quantidades significativas de carbonatos, principalmente cálcio e hidróxidos oriundos da etapa de ribeira (depilação). Além disso, colabora para a nutrição e desenvolvimento das plantas em função de seu conteúdo de material orgânico (TEIXEIRA et al., 2006; ARAÚJO et al., 2006), consequentemente melhorando a produtividade agrícola das culturas (ALCÂNTARA et al., 2007). No entanto, o uso inadequado desse resíduo pode conduzir a valores elevados de pH (CAVALLET e SELBACH, 2008), sais solúveis (ALVAREZ-BERNAL et al., 2006) e cromo (KAMALUDEEN et al., 2003), podendo comprometer o equilíbrio, a estabilidade, e o uso futuro dessas áreas (NAKATANI et al., 2011).

Estudos tem demonstrado a eficiência dos resíduos do lodo de curtume como fertilizante, corretivo da acidez do solo, assim como os efeitos sobre a microbiota do solo (KONRAD e CASTILHOS, 2002; FERREIRA et al., 2003; ARAÚJO, et al., 2006; SILVA et al., 2014; GONÇALVES et al., 2014). A maior preocupação destes trabalhos é em relação ao teor de metais pesados, tais como o cobre, cádmio, cromo, zinco, ferro, manganês, níquel, chumbo, visto que esses elementos interferem no metabolismo das plantas, e no funcionamento biológico dos solos em razão de sua toxicidade (CHANDRA et al., 2009). Entretanto, o cromo trivalente (Cr^{3+}) e o cromo hexavalente (Cr^{6+}) são os metais de maior importância, devido à capacidade de acumulação no meio ambiente, causando prejuízos à saúde pública (ACEVES et al., 2006).

No solo, o cromo trivalente (Cr^{3+}) apresenta baixa reatividade, toxicidade e mobilidade em relação ao cromo hexavalente (Cr^{6+}), que apresenta alta reatividade, toxicidade e mobilidade no solo. Com aumento do pH do solo, o cromo hexavalente (Cr^{6+}) passa a cromo trivalente (Cr^{3+}), tornando-se, portanto, um composto bastante estável, devido à formação $\text{Cr}(\text{OH})_3$ e $\text{Cr}(\text{OH})_4$ e pelo acúmulo de matéria orgânica no solo (LANGARD e COSTA, 2007). Atualmente, vem se buscando alternativas para reduzir ou mesmo eliminar a toxidez desses elementos, o que poderá viabilizar a utilização sustentável do lodo de curtume. Nesse sentido,

a compostagem tem sido reconhecida como o método mais eficaz para a reciclagem de resíduos orgânicos (SILVA et al., 2010).

Durante o processo de compostagem ocorre a transformação dos resíduos orgânicos em fertilizantes, por meio da fermentação aeróbica dos microrganismos, produzindo um produto estável similar ao húmus (MELO; MELO; MELO, 2007). Esse processo contribui relativamente para diluição dos metais pesados (LAZZARI et al., 2000; ZORPAS et al., 2003), diminuindo a concentração pela perda por lixiviação (HAROUN; IDRIS; OMAR, 2007). Na fase termofílica, há intensificação da decomposição da matéria orgânica devido ao aumento da umidade da faixa de 58,4% para 73,5%, bem como alteração das condições oxídicas e aniônicas, resultando no aumento da solubilização dos metais presentes (HSU e LO, 2001; SOUMARE; TACK; VERLOO, 2003; ZORPAS et al., 2003). Além de reduzir os compostos tóxicos, o processo de compostagem pode diminuir os agentes patogênicos (HOITINK et al., 1997; ARAÚJO e MONTEIRO, 2005).

O uso do lodo compostado na agricultura tem como vantagens a redução do consumo de fertilizantes agrícolas dispendiosos, como o nitrogênio e o fósforo, e o potencial de evitar a degradação dos solos (ALBIACH et al., 2001). Por outro lado, para o correto uso agrícola do lodo de curtume compostado são necessárias pesquisas que visem esclarecer o seu grau de estabilidade, sua composição e formas bioquímicas dos metais pesados presentes no resíduo (HAROUN et al., 2010), bem como os efeitos sobre o componente biológico do solo.

2.3. Atributos biológicos do solo

A qualidade do solo tem sido conceituada como “a capacidade de um solo funcionar, dentro dos limites do ecossistema, como sustentador da produtividade biológica, mantendo a qualidade ambiental e promovendo a saúde vegetal e animal” (DORAN e PARKIN, 1994).

Por sua vez, os indicadores de qualidade do solo podem ser definidos como atributos químicos, físicos e biológicos do solo, mensuráveis e que de forma integrada, refletem a capacidade do solo de desempenhar suas funções e o status da condição de sustentabilidade do ecossistema (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; LISBOA et al., 2012). Segundo Heink e Kowarik (2010) um indicador pode ser uma medida ou um componente a partir do qual conclusões podem ser inferidas sobre o fenômeno de interesse.

Até pouco tempo, os estudos de qualidade do solo eram baseados principalmente em avaliações dos atributos químicos e físicos, subestimando-se o papel da biota no funcionamento do solo (SCHLOTTER; DILLY; MUNCH, 2003; MELLONI, 2007).

2.4. Biomassa microbiana

A biomassa microbiana representa a parte viva da matéria orgânica do solo, constituída por bactérias, actinomicetos, fungos, e protozoários e excluindo-se as raízes das plantas e animais menores (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). O componente microbiano corresponde, em média, de 2 a 5% do C orgânico do solo e de 1 a 5% do N total do solo (ZHANG et al., 2011).

A biomassa microbiana é considerada um importante indicador biológico de qualidade do solo, pois é muito sensível às interferências que ocorrem no meio ambiente quando comparada aos atributos físicos e químicos (NOGUEIRA et al., 2006; FRANCHINI et al., 2007; HUNGRIA et al., 2009). Além disso, os microrganismos participam ativamente em processos benéficos como a estruturação do solo, a formação do húmus, a solubilização de nutrientes para as plantas e a degradação de compostos persistentes aplicados ao solo (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010; ROSCOE et al., 2006; FRANCHINI et al., 2007; SOUZA et al., 2008).

As propriedades microbiológicas e bioquímicas do solo podem fornecer informações importantes sobre o desempenho de funções-chave do solo (CHAER et al., 2009). Entre os indicadores comumente utilizados para avaliação do funcionamento microbiológico do solo destacam-se o carbono da biomassa microbiana, a respiração basal, a atividade de enzimas do solo (BURNS, 1982), a relação carbono da biomassa microbiana/carbono orgânico, denominada quociente microbiano, e a relação respiração/biomassa (ANDERSON e DOMSCH, 1985).

Diversos estudos foram realizados para avaliar a biomassa microbiana em solos tratados com resíduos sólidos, como o lodo têxtil (ARAÚJO e MONTEIRO, 2006; ARAÚJO et al., 2007) e o lodo de curtume (SANTOS et al., 2011; SILVA et al., 2014; GONÇALVES et al., 2014; ARAUJO et al., 2015), no entanto, pouco se conhece sobre os efeitos do lodo de curtume compostado na biomassa microbiana do solo.

Selivanovskaya e Latypova (2006) estudando o efeito de diferentes doses (25, 50, 75, 100, 150 e 175 t ha⁻¹) de lodo de esgoto compostado em mudas de pinheiro, observaram efeitos

benéficos sobre a biomassa microbiana nas maiores doses. Os autores concluíram que as doses de 75-100 Mg ha⁻¹ podem ser utilizada na agricultura, garantindo melhores condições às mudas de pinheiro e menor estresse às populações microbianas. Avaliando o efeito da aplicação de o lodo de curtume nas propriedades microbianas do solo, Carmo (2001) e Lopes (2001) encontraram aumento significativo no carbono da biomassa microbiana em comparação ao tratamento sem aplicação do resíduo. Em experimento de longa duração, Abaye et al. (2005), observaram diminuição do carbono da biomassa microbiana numa área tratada com biossólidos. Essa redução pode estar relacionada com a presença de metais pesados, uma vez que os microrganismos são negativamente afetados pela presença de metais pesados no solo.

Numa compilação de dados sobre os principais estudos abordando a estimativa da biomassa microbiana do solo em ecossistemas brasileiros nos últimos 30 anos, Kaschuk; Alberton; Hungria, (2010) observaram que o teor de carbono da biomassa microbiana varia de acordo com os sistemas de preparo e uso do solo, em função da aplicação de agroquímicos e uso agrícola de resíduos industriais. Entretanto, para melhor entendimento das mudanças no C da biomassa microbiana é necessário compreender a dinâmica da ciclagem de nutrientes e da atividade microbiológica.

2.5. Respiração Basal

A respiração basal do solo compreende o somatório de todas as reações metabólicas que ocorrem em um ecossistema. A liberação de CO₂ é proveniente da atividade de bactérias, fungos, algas e protozoários do solo (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007). De modo geral, a quantidade do CO₂ emitido está relacionada à capacidade de degradação da matéria orgânica pela microbiota heterotrófica, o que constitui uma fase fundamental no ciclo do carbono.

A respiração basal do solo, assim como outras atividades metabólicas depende do estado fisiológico da célula, sendo influenciada por diversos fatores relacionados ao solo como temperatura, umidade, estrutura, disponibilidade de nutrientes, textura, e também por resíduos orgânicos adicionados ao solo (SILVA et al., 2010).

Fernandes; Bettiol; Cerri (2005) estudando os efeitos do lodo de esgoto sobre vários indicadores biológicos observaram aumento na respiração basal do solo à medida que se aumentava a dose do resíduo. Segundo os autores, esse aumento pode estar relacionado à maior disponibilidade da matéria orgânica na superfície do solo. Emmerling et al. (2000), também

sugeriram que o aumento da respiração basal do solo pode estar relacionado ao aumento da matéria orgânica do solo. Nakatani et al. (2011) também observaram maior valor de respiração basal na área tratada com lodo de curtume em comparação a área sem adição do resíduo. A mudança quantitativa na atividade microbiana devido à aplicação das doses de lodo de curtume no solo pode indicar uma mudança na composição da comunidade microbiana do solo.

Por outro lado, Santos et al. (2011) estudando os efeitos de diferentes doses de lodo de curtume compostado sobre a biomassa microbiana do solo, em solos arenosos e argilosos encontraram redução na taxa de respiração basal nas duas classes de solo avaliadas.

2.6. Quociente metabólico e microbiano

O quociente metabólico (qCO_2) do solo é a relação entre o CO_2 produzido pela respiração e o carbono da biomassa microbiana (VIEIRA; CASTILHOS; CASTILHOS, 2011b), e tem sido utilizado na identificação dos solos contendo biomassa mais eficiente na utilização de carbono e energia. O declínio do qCO_2 é interpretado como aumento da eficiência da utilização de C pela biomassa, enquanto valores elevados são indicativos de ecossistemas submetidos a alguma condição de estresse (ANDERSON e DOMSCH, 1990; SAVIOZZI et al., 2002). O qCO_2 é sensível aos efeitos ambientais e antropogênicos sobre a comunidade microbiana do solo, podendo constituir um importante indicador de perturbações nos ecossistemas (HARRIS, 2003; ANDRÉA et al., 2004).

O quociente microbiano ($qMIC$) que corresponde a relação entre o carbono microbiano e o carbono orgânico do solo, reflete a qualidade da matéria orgânica, e a quantidade de carbono imobilizado na biomassa microbiana (SPARLING, 1992). Mudanças no $qMIC$ refletem o padrão de entrada de matéria orgânica no solo solos e indicam se o carbono está em equilíbrio, ou se está acumulando ou diminuindo no solo (ANDERSON e DOMSCH, 1989; INSAM, 1990). Em circunstâncias de desequilíbrio ambiental ou em situações em que a biomassa microbiana é submetida a algum fator de estresse (deficiência de nutrientes, acidez, déficit hídrico), a capacidade de utilização de C é reduzida, e o quociente microbiano tende a diminuir (WARDLE, 1994). Valores de quociente microbiano inferiores a 1% podem indicar a existência de algum fator limitante à atividade da biomassa microbiana (JAKELAITIS et al., 2008). Por outro lado, em locais sob condições favoráveis, há tendência de aumento da biomassa microbiana e, em consequência, o quociente microbiano tende a aumentar (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010).

Cardoso e Fortes Neto, (2000) avaliando o efeito de aplicações de doses de lodo de esgoto (0, 10, 20, 30, 40, 80, 120 Mg ha⁻¹) sobre os atributos microbiológicos do solo, observaram aumento no quociente metabólico em função das doses de lodo. Os autores atribuíram esse resultado a possíveis modificações na comunidade microbiana e atividade dos microrganismos. O impacto de aplicações de lodos esgotos sobre a microbiota foi investigado por Lambais e Carmo (2008), os quais relataram aumento no quociente metabólico à medida que se aumentava as doses dos lodos. Além disso, observaram que o quociente microbiano sofreu redução à medida que o solo recebeu doses elevadas de lodo de esgoto.

Fernandes; Bettiol; Cerri (2005) verificaram que as doses de lodo de esgoto contribuíram para aumentar o quociente microbiano do solo. No entanto, esse aumento estaria relacionado à quantidade de matéria orgânica, que pode inicialmente aumentar a atividade microbiana. De modo geral, a presença de elementos traços no solo devido à aplicação de resíduos como lodo, tende a reduzir a eficiência e diversidade metabólica dos organismos do solo resultando em diminuição da mineralização da matéria orgânica (LAMBALIS et al., 2005).

2.7. Enzimas

As enzimas do solo catalisam várias reações que resultam na decomposição de compostos orgânicos, ciclagem de nutrientes, formação da matéria orgânica e da estrutura do solo (MENDES et al., 2003; SCHLOTTER; DILLY; MUNCH, 2003; KANDELER et al., 2006; MELLO et al., 2010). Essas enzimas são originadas em sua maioria, dos microrganismos, sendo também produzidas por animais e plantas, possuindo grande dependência do pH, temperatura e presença de inibidores e ativadores no solo (TABATABAI, 1994). Acredita-se que os microrganismos do solo destinam no mínimo 2% do carbono assimilável à produção de enzimas (SCHIMMEL e WEINTRAUB, 2003).

A atividade enzimática do solo é estimada indiretamente a partir da transformação de um substrato específico em um composto mensurável, uma vez que sua quantificação direta é de difícil execução (ALARCÓN-GUTIÉRREZ; FLOCH; CRIQUET, 2008). Geralmente os procedimentos laboratoriais são baseados na quantificação colorimétrica de produtos originados da decomposição dos substratos disponibilizados para reação catalítica (ALEF e NANNIPIERE, 1995). Os mecanismos de ação, função e estabilidade das enzimas na solução de solo dependem de fatores abióticos, como a adsorção em colóides minerais ou imobilização em complexos húmicos, e bióticos como proliferação e morte celular (BURNS et al., 2013).

As enzimas são divididas em dois grupos: enzimas intracelulares e extracelulares. As primeiras estimulam as reações no interior da célula microbiana, enquanto que as últimas são liberadas para o exterior da célula para degradarem substratos maiores que posteriormente serão transportados para o interior da membrana celular (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). As enzimas intracelulares e extracelulares são importantes indicadores para avaliar a qualidade do solo (ZIELEZNY et al., 2006; MELERO et al., 2008) por estarem diretamente ligadas à síntese e decomposição da matéria orgânica do solo (RAIESI e BEHESHTI, 2014).

As enzimas responsáveis pelos principais processos catalíticos no solo são as hidrolases e oxirredutases, mas várias outras têm sido utilizadas no estudo de alterações ocorridas no solo, devido ao seu significado ecológico (ALEF e NANNIPIERE, 1995).

As hidrolases do solo são enzimas relacionadas com a mineralização de nutrientes como C, N, P e S. Nesta categoria encontram-se as polissacaridasas (β -glicosidase, celulase, xilanase), a protease, a invertase, a urease, a arilsulfatase e as fosfatases. Entre as oxirredutases, responsáveis por catalisar a transferência de elétrons de uma molécula para outra, estão a desidrogenase, a lacase, a peroxidase, entre outras (CHAER e TOTOLA, 2007).

A β -glicosidase é uma das principais glicosidasas do solo, largamente distribuída na natureza e importante no ciclo do C, atua hidrolisando oligossacarídeos (açúcares) e celobiose (dissacarídeos) para produzir glicose (CHUNDAWAT et al., 2011; SINGHANIA et al., 2013). A atividade dessa enzima está relacionada com a liberação de açúcares de baixo peso molecular a partir da degradação de compostos orgânicos, os quais são importantes fontes de energia metabólica para a microbiota do solo (LEITE et al., 2008, KAYIKCIOGLU, 2012, SINGHANIA et al., 2013). A atividade da β -glicosidase tem sido sugerida como um sensível indicador das mudanças ocorridas no solo (NDIAYE et al., 2000) e da presença de contaminantes no solo (MARTÍNEZ-IÑIGO et al., 2009).

As fosfatases hidrolisam compostos de P orgânico transformando-os em diferentes formas de P inorgânico, os quais são assimilados pelas plantas (XIE et al. 2010; SUGIER; KOŁODZIEJ; BIELIŃSKA, 2013). Essas enzimas podem ter origem a partir de microrganismos, como também de animais e raízes de plantas. Quanto às denominações ácidas e alcalinas, estas referem-se à faixa ótima de pH nas quais atuam essas enzimas (ZENG et al., 2007). A fosfatase ácida tem sido reportada como predominante em solos ácidos, enquanto a fosfatase alcalina predomina em solos alcalinos. A atividade das fosfatases é fortemente influenciada pelos valores de P, pH e conteúdo de matéria orgânica do solo (SEUGE et al., 2000; BHATTACHARYYA; CHAKRABARTI; CHAKRABORTY, 2005, XIE et al., 2010).

Outra avaliação indireta da atividade heterotrófica do solo é a hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA). Esse substrato é hidrolisado por diversas enzimas do solo, como proteases, lipases e esterases (GREEN; STOTT; DIACK, 2006), que são liberadas em grande quantidade pelos decompositores primários, como as bactérias e fungos, servindo como indicador da atividade da biomassa do solo (MELO et al., 2010). A hidrólise do FDA é um bom indicador da atividade total dos decompositores do solo, considerada, assim, bom índice da atividade heterotrófica total do solo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

A desidrogenase é uma oxidorreductase que catalisa a oxidação de substratos orgânicos, possuindo importante função no estado inicial de oxidação da matéria orgânica (SUGIER; KOŁODZIEJ; BIELIŃSKA, 2013). Por estar presente apenas em células viáveis de microrganismo a atividade da desidrogenase é considerada como uma medida direta da atividade microbiana do solo (TRASAR-CEPEDA et al., 2000), bem como um marcador capaz de indicar mudanças na atividade microbiana total em resposta às mudanças impostas ao solo (ROLDÁN et al., 2005).

Devido à sensibilidade as alterações ocorridas no solo pelo uso e manejo ou outras influências antrópicas, a atividade das enzimas têm sido sugerida como um potencial indicador da qualidade do solo.

Santos et al. (2011), pesquisando o efeito de diferentes doses de lodo de curtume compostado 0, 7,5, 15, 30 e 60 Mg ha⁻¹ em solos arenosos e argilosos, em três períodos distintos (15, 30 e 60 dias) verificaram redução da atividade da desidrogenase e da hidrólise do FDA com o aumento das doses do composto. Segundo os autores, essa redução está relacionada ao acúmulo de metais pesados no solo devido à aplicação do lodo.

Concentrações elevadas de metais pesados como cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco, em diferentes combinações reduziram a atividade da desidrogenase (KAMALUDEEN et al., 2003; OBBARD; SAUERBECK; JONES, 1994).

Avaliando as mudanças na atividade enzimática em área de despejo de resíduo sólidos urbano na Índia Tripathy et al. (2014), constataram aumento na atividade da hidrólise do FDA no solo com resíduos em comparação com a área sem despejo de resíduos sólidos. De acordo com os autores, esse resultado está relacionado ao maior conteúdo de matéria orgânica desse solo.

Em experimento realizado em vasos para avaliar o efeito de doses de lodo de curtume em solos com diferentes texturas, Patel e Patra (2014) verificaram aumento da atividade da fosfatase alcalina no tratamento com 100% de lodo de curtume e atribuíram esse resultado ao elevado percentual de matéria orgânica nos solos desse tratamento. Tripathya et al. (2014)

estudando áreas tratadas com resíduos sólidos também observaram que a atividade da fosfatase alcalina foi influenciada pelo teor de matéria orgânica.

Utilizando diferentes resíduos sólidos na recuperação de degradada pela mineração, Alvarenga et al. (2008) verificaram que o lodo de esgoto aumentou a atividade da β -glicosidase até a dose 100 Mg ha^{-1} , doses mais elevadas tiveram efeito adverso sobre a atividade dessa enzima, indicando que 100 Mg ha^{-1} contribuí para o aumento da β -glicosidase e não prejudica a biomassa microbiana do solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local de estudo

O estudo foi conduzido na área experimental do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Piauí (UFPI), Teresina-PI (05° 05' S, 42° 48' W, 76 m de altitude). O clima da região é do tipo C1sA' (THORNTHWAITE e MATHER, 1955), caracterizando-se como subúmido seco, megatérmico e com excedente hídrico moderado no verão. A precipitação média anual é da ordem de 1.300 mm, as chuvas são concentradas no período de janeiro a abril, e a média anual de temperatura é de 30 °C e a umidade relativa do ar 77 % (BASTOS e ANDRADE JÚNIOR, 2008). O solo é classificado como NEOSSOLO FLÚVICO (EMBRAPA, 2006), com textura franco arenosa. As características do solo antes da instalação do experimento são apresentadas na tabela 1 (GONÇALVES, 2011).

Tabela 1- Características do solo antes da montagem do experimento de longa duração.

Parâmetros	Físicos (0 – 0,2 cm) ⁽¹⁾
Areia (%)	61,3
Silte (%)	28,5
Argila (%)	10,2
Químicos (0 – 0,2 m) ⁽¹⁾	
pH	7,15
M.O. (g kg ⁻¹)	12,2
P (mg dm ⁻³)	8,04
K (mg dm ⁻³)	0,06
Ca (cmolc dm ⁻³)	1,76
Mg (cmolc dm ⁻³)	0,37

⁽¹⁾ Profundidade do solo.

O lodo de curtume utilizado no experimento foi proveniente da indústria Curtume Peles e Couro Ltda. localizada no município de Teresina-PI. A pilha de compostagem foi constituída pela mistura de lodo de curtume, esterco bovino e bagaço de cana (1:1:3; v/v/v). O esterco

bovino e o bagaço de cana foram obtidos no Departamento de Zootecnia da UFPI e na Usina Comvap situada no município de União- PI, respectivamente.

O processo de compostagem foi conduzido durante 85 dias, empregando-se o método de pilhas revolvidas (USDA, 1980) e o revolvimento realizado semanalmente. Ao final do processo de compostagem, amostras foram retiradas em quatro pontos da pilha e encaminhadas para o Departamento de Tecnologia da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV), Universidade Estadual Paulista (UNESP) para avaliação das características químicas e físicas do LCC de acordo com USEPA 3051 (United State Environmental Protection Agency) (USEPA, 1986) (Tabela 2).

Tabela 2 - Características químicas e físicas do lodo de curtume compostado (LCC) utilizado nos experimentos.

Parâmetros	LCC					CMP ⁽⁶⁾
	Anos de experimento					
	2009 ⁽¹⁾	2010 ⁽²⁾	2011 ⁽³⁾	2012 ⁽⁴⁾	2013 ⁽⁵⁾	-
pH	7,8	7,2	7,5	7,5	7,5	-
Umidade (%)	42,7	49,0	45,8	45,8	68	-
COT (g Kg ⁻¹)	187,5	195,3	201,2	194,7	201,2	-
N (g Kg ⁻¹)	1,28	1,39	1,51	1,39	15,1	-
P (g Kg ⁻¹)	4,02	3,83	4,91	4,25	4,91	-
K (g Kg ⁻¹)	3,25	3,51	2,90	3,22	2,90	-
Ca (g Kg ⁻¹)	95,33	84,28	121,18	100,26	121,18	-
Mg (g Kg ⁻¹)	6,80	5,71	7,21	6,57	7,21	-
S (g Kg ⁻¹)	9,39	8,43	10,20	9,34	10,20	-
Cu (mg Kg ⁻¹)	17,80	19,51	16,38	17,90	16,38	200
Zn (mg Kg ⁻¹)	141,67	128,31	127,81	132,60	-	450
Mo (mg Kg ⁻¹)	9,28	14,87	8,71	10,95	-	50
Ni (mg Kg ⁻¹)	21,92	28,61	23,26	24,60	23,26	70
Cd (mg Kg ⁻¹)	2,87	3,93	1,93	2,91	1,93	3
Cr (mg Kg ⁻¹)	2.255	2.581	1.943	2.260	1.943	150
Pb (mg Kg ⁻¹)	42,67	38,54	40,31	40,50	40,31	180

⁽¹⁾; ⁽²⁾ GONÇALVES, (2011). ⁽³⁾ SILVA, (2012). ⁽⁴⁾ OLIVEIRA e ARAÚJO (2013). ⁽⁵⁾ (ARAÚJO et al., 2015). ⁽⁶⁾ Concentração máxima permitida (CMP) pela legislação para uso agrícola (CONAMA, 2009).

O LCC foi aplicado anualmente a partir de 2009 em doses de 0 (sem aplicação do LCC), 2,5; 5; 10 e 20 Mg ha⁻¹(base seca). O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com quatro repetições, sendo cada bloco composto de cinco parcelas com 10m² cada (2 x 5 m). O LCC foi distribuído uniformemente nas parcelas e incorporado ao solo na profundidade de 0-20 cm com auxílio de ferramenta manual. No sexto ano experimental (2014), dez dias após a aplicação do LCC foi semeado manualmente feijão-caupi (*Vigna unguiculata*, cultivar BR 17-Gurgueia) com espaçamento de 0,5 m entre linhas e 0,2 m entre plantas. Aos 15 dias após o plantio foi conduzido o desbaste deixando cinco plantas por metro linear, obtendo um stand de 100 plantas. Considerou-se como área útil da parcela as duas fileiras centrais, sendo descartadas as plantas contidas no espaço de 0,5 m no início e final das linhas úteis. Na tabela 3 são apresentados os dados das propriedades químicas do solo de cada ano de condução do experimento (2009 - 2013).

3.2. Amostragem

Amostras de solo foram coletadas 30 e 60 dias após aplicação do LCC. Em cada parcela foram coletadas quatro amostras simples na profundidade de 0-20 cm para formar uma amostra composta. As propriedades microbiológicas foram determinadas nas amostras coletadas aos 30 e 60 dias, enquanto as propriedades químicas foram mensuradas ao final do experimento (60 dias). Para realização das análises químicas as amostras foram secas ao ar e passadas em peneira de 2 mm de malha e para as análises bioquímicas e microbiológicas foram armazenadas a 4°C para preservar a atividade biológica.

Tabela 3 - Características químicas do solo após aplicações de LCC e cultivo de feijão-caupi no período de 2009-2013.

LCC ⁽¹⁾	pH (H ₂ O)	M.O. (g Kg ⁻¹)	P (mg dm ⁻³)	K (mg dm ⁻³)	Ca (cmolcdm ⁻³)	Mg (cmolcdm ⁻³)
2009⁽²⁾						
0	7,1	12,2	8,04	23,5	1,76	0,37
5	7,1	8,2	8,04	23,5	1,76	0,37
10	7,2	11,8	26,2	27,4	2,68	0,55
20	7,2	10,7	17,3	23,5	2,72	0,56
2010⁽³⁾						
0	7,4	7,27	3,7	43	0,93	0,28
5	7,3	6,3	1,94	35,2	1,04	0,22
10	7,8	6,3	1,13	82,1	1,03	0,17
20	7,7	7,3	4,33	35,2	1,06	0,17
2011⁽⁴⁾						
0	6,6	17,88	2,97	46,8	1,19	0,36
2,5	6,6	17,12	3,64	35,2	1,36	0,46
5	7,1	18,4	4,17	31,3	1,45	0,32
10	7,1	18,34	4,1	31,3	1,5	0,23
20	7,5	18,18	3,04	19,5	1,56	0,17
2012⁽⁵⁾						
0	6,6	17,88	2,97	46,92	1,19	0,36
2,5	6,6	17,12	3,64	35,19	1,36	0,46
5	7,1	18,40	4,17	31,28	1,45	0,32
10	7,1	18,34	4,10	31,28	1,50	0,23
20	7,5	18,18	3,04	19,55	1,56	0,17
2013⁽⁶⁾						
0	7,23	9,10	0,85	17,43	1,99	2,90
2,5	7,05	11,72	2,10	14,50	2,64	3,39
5	7,33	11,72	2,15	11,33	2,86	3,39
10	7,74	12,68	1,28	10,75	3,31	3,88
20	7,95	13,65	1,64	12,18	3,73	4,22

GONÇALVES, (2011)^{(2),(3)}, SILVA, (2012)⁽⁴⁾, SANTOS, (2012)⁽⁵⁾, MIRANDA, (2014)⁽⁶⁾. ⁽¹⁾ Dose acumulada de lodo de curtume compostado em cinco anos de avaliação. Dados referentes à profundidade de 0 – 20 cm. M.O., matéria orgânica

3.3. Avaliação das propriedades químicas do solo

O pH do solo e a condutividade elétrica (CE) foram determinados em solução solo: água na proporção 1: 2,5 (v/v) e 1:1 (v/v), respectivamente (CLAESSEN, 2011). O carbono orgânico foi determinado por oxidação com dicromato de potássio de acordo com método proposto por WALKLEY-BLACK (1934). P, K e Na foram extraídos com solução Mehlich I, sendo o P

quantificado por espectrofotometria e K e Na por fotometria de chama (SILVA, 2009). Ca e Mg foram extraídos com cloreto de potássio (KCL 1N) e quantificados por titulometria (SILVA, 2009). O Cr no solo foi extraído pelo método DTPA-TEA (LINDAY e NORVELL, 1978) e mensurado pelo método USEPA-3050 (USEPA, 1986). A determinação do Cr foi realizada no Departamento de Tecnologia da FCAV da UNESP, Jaboticabal, SP.

3.4. Carbono da biomassa microbiana do solo

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi estimado pelo método da irradiação-extração (FERREIRA et al., 1999). O carbono foi extraído das amostras irradiadas e não irradiadas (20 g de solo) com K_2SO_4 (0,5 M) na proporção 1:4 (solo: solução). As amostras foram agitadas por 30 minutos, procedendo-se a filtração e oxidação com 2 mL de dicromato de potássio (0,66 mM). A quantificação do carbono foi realizada pela titulação com sulfato ferroso amoniacal (0,033 N), usando ferroína como indicador. O C extraído foi convertido em carbono microbiano usando fator de correção $K_c=0,213$ (ISLAM e WEIL, 1998). A partir dos valores de CBM e do carbono orgânico total foi calculado o quociente microbiano (ANDERSON e DOMSH, 1993).

A respiração do solo foi avaliada pela quantificação do dióxido de carbono (CO_2) liberado durante sete dias de incubação do solo (75 g) em sistema fechado. O CO_2 produzido foi capturado em solução de NaOH (1 mol L^{-1}) e posteriormente titulado com HCL (0,05 mol L^{-1}) (ALEF e NANNIPIERI, 1995). O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado pela relação entre a respiração basal do solo (RB) e o carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) (ANDERSON e DOMSCH, 1990).

A atividade enzimática geral do solo foi determinada pela hidrólise do diacetato de fluoresceína como descrito por SWISHER e CARROL (1980). 5 g de solo foram incubados em 20 mL de tampão fosfato de potássio (66 mM; pH 7,6) e 200 μL de solução de FDA (0,02 g/10 mL de acetona) por 30 minutos. Após a incubação, adicionaram-se 20 mL de acetona e a intensidade da coloração foi mensurada a 490 nm.

A atividade da desidrogenase foi estimada por redução do cloreto 2,3,5 trifeniltetrazólio (CASIDA et al., 1964). 3g de solo foi incubado com 3 mL de solução de TTC 3% por 24 horas a 37 °C. O trifenilformazan (TTF) formado pela ação da desidrogenase pela redução do TTC foi extraído com 5 mL de metanol e medido em espectrofotômetro a 485 nm.

Para determinação da atividade da β -glicosidase, utilizou-se o método descrito por (EIVAZI e TABATABAI, 1988). Em 0,5 g de solo foram adicionados 2 mL tampão MUB (pH 6,5) e 0,5 mL de solução de p -nitrofenol- β -D-glicopiranosídeo (25 mM) por 1 h a 37 °C. Após esta reação, adicionaram-se 0,5 mL de CaCl_2 (0,5 M) e 2 mL de NaOH (0,5 M). As amostras foram filtradas e as leituras realizadas em espectrofotômetro a 400nm.

A atividade da fosfatase alcalina foi realizada de acordo com TABATABAI e BREMMER (1969). Amostras de 0,5 g de solo foram incubadas com 2 mL tampão MUB (pH 11) e 0,5 mL de solução de p -nitrofenil fosfato (0,115 M) por 1h a 37°C. Em seguida foram adicionados 0,5 mL de CaCl_2 (0,5 M) e 2 mL de NaOH (0,5 M). A intensidade da coloração foi mensurada a 400 nm.

3.5. Análise estatística

Os dados das propriedades microbiológicas foram submetidos à análise estatística univariada, via ANOVA, e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os atributos químicos foram submetidos à análise de regressão utilizando-se o programa estatístico ASSISTAT versão 7.5 (SILVA, 2008).

Utilizou-se a análise multivariada por escalonamento multidimensional não métrico (NMS) para ordenar os tratamentos considerando os atributos microbiológicos e químicos do solo. A ordenação NMS foi realizada utilizando o programa PC-ORD 6 (MjM Software, Gleneden Beach, OR, EUA) e o número de dimensões a ser interpretado foi selecionado considerando os critérios de estresse e estabilidade das soluções gráficas. Diferenças estatísticas entre os tratamentos foram analisadas usando o procedimento de permutação multi-resposta (MRPP), baseado na distância de Sorensen.

O teste de Mantel foi utilizado para avaliar a associação entre as propriedades microbiológicas do solo e a matriz de propriedades químicas. MRPP e o teste de Mantel foram realizados utilizando o pacote estatístico PC-ORD 6.0 (MjM Software, Gleneden Beach, OR, EUA).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Atributos químicos do solo

A adição das doses de LCC por seis anos consecutivos proporcionou aumento linear no pH do solo (Figura 1A), observando-se valores que variaram entre 6,7-8,1. A elevação do pH em virtude da adição de lodo era esperada, e pode ser atribuída à dissolução dos carbonatos e hidróxidos presentes no resíduo (FERNANDES, 2000; MARTINES et al., 2010, SANTOS et al., 2011, POSSATO et al., 2014). Esse resultado confirma que o LCC pode ser utilizado na correção da acidez do solo neutralizando alumínio trocáveis disponíveis (TEIXEIRA et al., 2006) e aumentando a capacidade de troca de cátions do solo (SOUZA et al., 2007). No entanto, valores muito elevados, como observado no solo tratado com 20 Mg ha⁻¹, podem ocasionar desequilíbrio na fertilidade do solo, reduzindo principalmente o teor de micronutrientes para as plantas. Além disso, o pH pode interferir na disponibilidade de alguns metais, como o Cromo que em determinados níveis, podem ser tóxicos as plantas e aos microrganismos do solo. Assim como no presente estudo, elevação do pH foi observada em trabalhos realizados em campo com aplicação de 0; 2,5; 5; 10 e 20 Mg ha⁻¹ de LCC em área sob cultivo de feijão caupi (ARAÚJO et al., 2013; SILVA et al., 2014; ARAÚJO et al., 2015).

De modo geral, as concentrações de cálcio (Ca), magnésio (Mg), fósforo (P), e potássio (K) no solo aumentaram com adição de LCC, demonstrando que a aplicação consecutiva de diferentes doses de LCC promoveu o incremento da fertilidade do solo (Figura 1). As concentrações de Ca e Mg aumentaram de forma quadrática e os maiores valores foram observados com aplicação de 20 Mg ha⁻¹ (Figura 1B e 1C). O aumento nos valores de Ca e Mg em solos tratados com LCC está relacionado a composição do resíduo, que é rico em hidróxido, sulfeto, carbonatos e em sais de magnésio adicionados durante o curtimento (FERREIRA et al., 2003). Favaretto et al. (1997) e Barbosa; Filho; Fonseca (2002) relataram que as concentrações de Ca e Mg aumentaram em solos submetidos a aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto e atribuíram esse resultado ao material adicionado no processamento das peles, que apresentava teores elevados de Ca e Mg. No entanto, Gonçalves et al., (2014) não observaram efeito das doses de LCC na concentração de Ca e Mg dois anos após aplicação do resíduo.

A concentração de P no solo aumentou proporcionalmente com a adição das doses de LCC (Figura 1D), entretanto, a concentração de P encontrada nos solos avaliados é considerada baixa (10,1 – 20,0 mg/dm⁻³) levando em consideração o teor de argila desse solo, o que variou

de (0 – 15%), o que pode estar relacionado ao fato do LCC ser um resíduo pobre em P e também a precipitação do P devido ao aumento pH do solo (GIANELLO et al., 1995). Em solos alcalinos ocorre a precipitação do P para formas insolúveis de fosfato de cálcio e hidroxiapatida. Geralmente, há necessidade de realizar suplementação com fontes de P mineral solúvel em solos tratados com lodo de curtume devido à baixa concentração de P desse resíduo (FERREIRA et al., 2003; KONRAD e CASTILHOS, 2002; ARAÚJO et al., 2011).

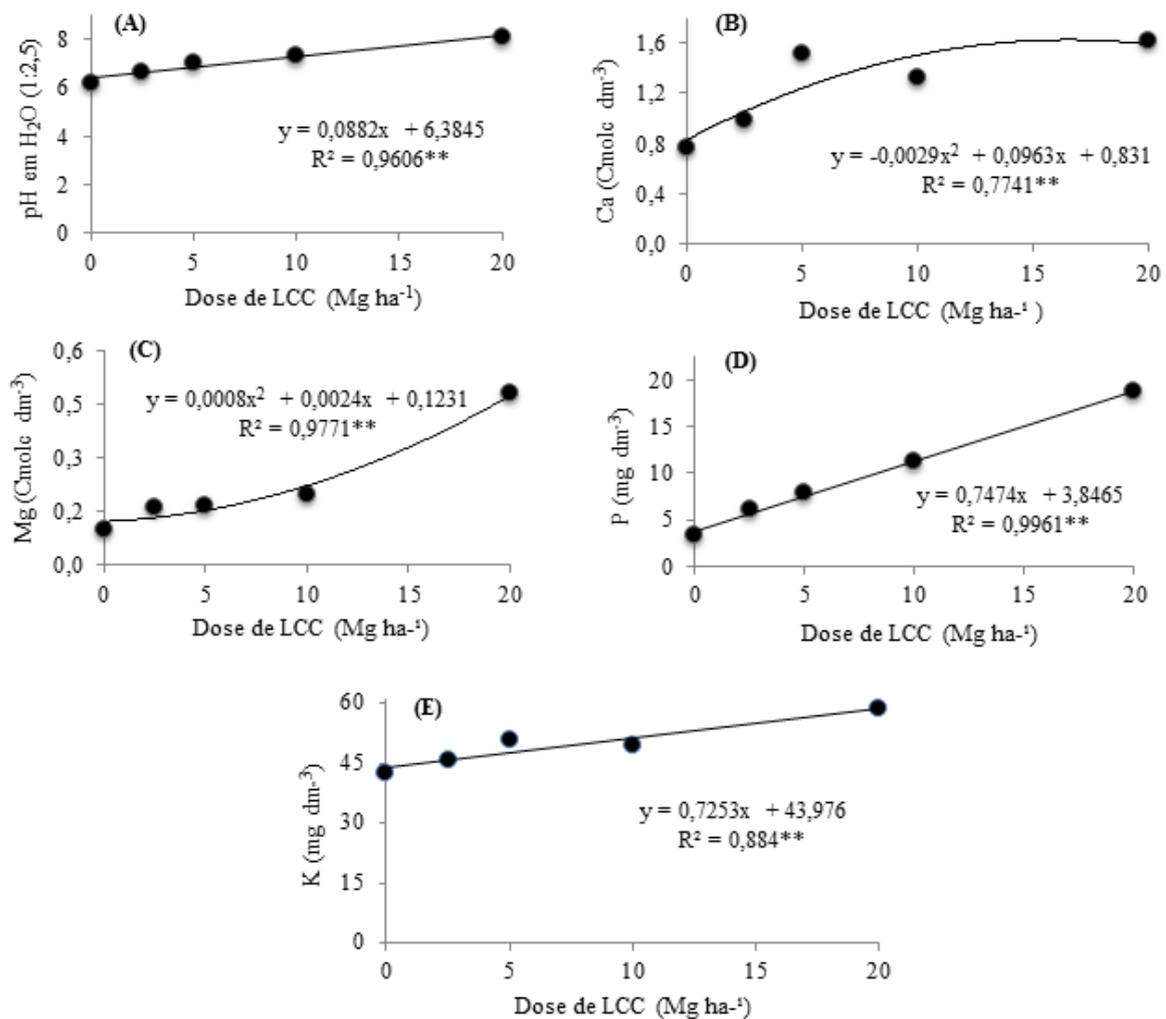


Figura 1. Valores de pH (A) e concentração cálcio (B), magnésio (C), fósforo (D) e potássio (E) no solo após a aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC) em área cultivada com feijão-caupi. Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$) **.

Embora a aplicação de LCC tenha contribuído para aumentar a concentração de K, os valores encontrados são considerados médios (41 – 70 mg/dm⁻³). Esse resultado sugere que o

K pode ter sido lixiviado em razão do baixo teor de argila do solo. Hue (1995) e Nascimento et al. (2004) relataram teores expressivamente baixos de K em solos tratados com lodo de esgoto.

A concentração de Na no solo aumentou significativamente com a aplicação de LCC, os valores variaram entre 1,10 a 1,26 cmolc dm⁻³ (Figura 2A). Vários estudos demonstram que a adição de resíduos sólidos (biossólidos) eleva a concentração de Na no solo (ARAÚJO et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2006; SINGH e AGRAWAL, 2010; VIEIRA; CASTILHOS; CASTILHOS, 2011a). No entanto, os efeitos da elevação do Na diferem entre os estudos. Possato et al. (2014) observaram aumento linear da concentração de Na em solo sob cultivado com eucalipto que recebeu diferentes doses de lodo de curtume, no entanto, a concentração de Na detectada não interferiu no desenvolvimento das plantas. Por outro lado, Araújo et al. (2006) relataram que as concentrações de 0,26 e 0,35 cmolc dm⁻³ de Na no solo, interferiram no crescimento de leucena e algaroba após aplicação 23,25 e 46,5 Mg ha⁻¹ de lodo de curtume, respectivamente.

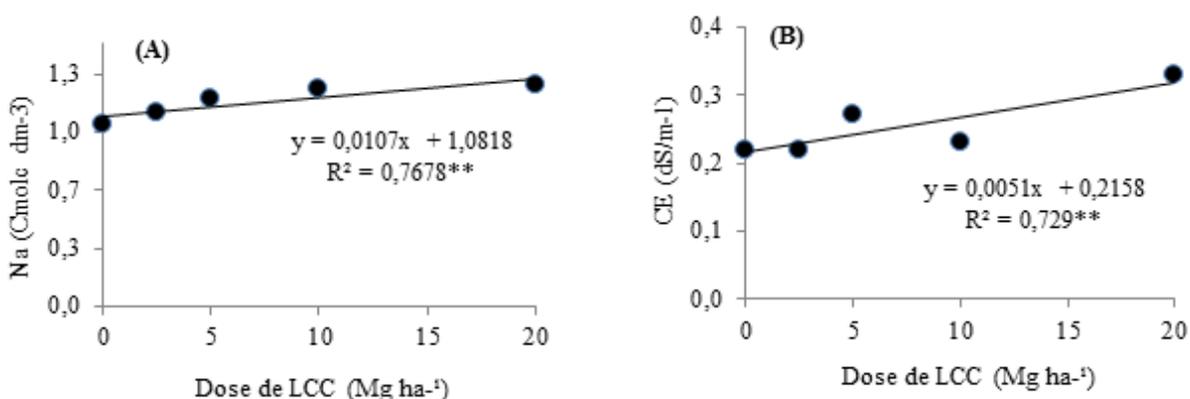


Figura 2. Concentração de sódio (A) e condutividade elétrica (B) no solo após a aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC) em área cultivada com feijão-caupi. Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$) **.

Os valores de condutividade elétrica aumentaram com adição de doses de LCC (Figura 2B). No entanto, a aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de LCC proporcionou uma rápida redução da CE, que pode ser justificada pela redução nas concentrações de Ca e K no solos desse tratamento (Figura 1B, E). Contudo, os valores encontrados estão abaixo de 4,0 dSm m⁻¹ que indicam solos salinos (RICHARDS, 1954). O incremento da CE em solos tratados com LCC pode estar relacionado à elevada concentração de sódio do resíduo (TEIXEIRA et al., 2006). O aumento da CE em resposta a elevada concentração de Ca e Na no resíduo do lodo de curtume foi observado por Araújo et al. (2008).

Os resultados obtidos no presente estudo são semelhantes aos encontrados por Araújo et al. (2013), os quais avaliando o efeito da aplicação de 0, 2,5, 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹ de LCC, observaram aumento na CE do solo após três anos de aplicação em um Neossolo Quartzarênico. Carmo e Lambais (2013) também verificaram que a adição de lodo de esgoto promoveu aumento na CE do solo alcançando valores de até 1,85 Ds m⁻¹ com aplicação da maior dose 248,0 Mg ha⁻¹. Entretanto, Boeira; Ligo; Dynia, (2002) não verificaram variação nos valores da CE do solo em função da adição de doses de lodo de esgoto.

A adição de LCC influenciou a concentração de cromo (Cr) no solo, observando-se aumento com elevação das doses (Figura 3), assim os maiores valores foram encontrados no solo tratado com 20 Mg ha⁻¹. O aumento do Cr no solo pode ser atribuído aos sais de Cr adicionados na etapa de curtimento do couro, principalmente sulfato básico de cromo. No entanto, o Cr⁺³ presente no lodo de curtume é solúvel somente em pH inferior a 5,0, acima deste valor de pH o Cr é precipitado em formas insolúveis de Cr(OH)₃.nH₂O no solo (AQUINO NETO e CAMARGO, 2000). Contudo, Pansar-kallio; Reinikainen; Oksanen, (2001) relataram que em solos muito alcalinos (pH acima de 8,0), o Cr³ é oxidado pela ação do óxido de manganês a cromo hexavalente (Cr⁶⁺), que é altamente móvel e tóxico, assim permanecendo disponível no solo (DHALL et al., 2013).

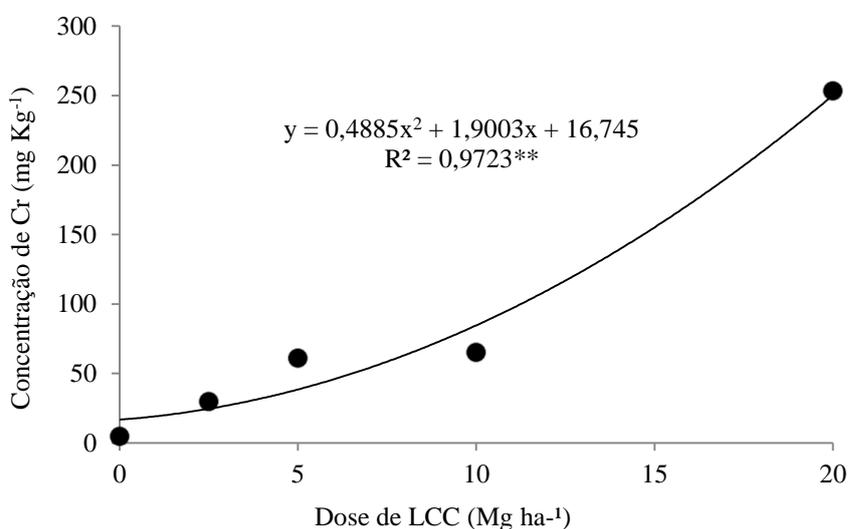


Figura 3. Concentração de Cromo (Cr) no solo após a aplicação de doses de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi. Significativo a 1% de probabilidade ($p < 0,01$) **.

Com a aplicação de 20 Mg ha⁻¹ de LCC, os valores de Cr registrados no solo estão acima do limite máximo permitido (LMP) pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente que é 150 mg Kg⁻¹ de Cr (CONAMA, 2009). O alto valor de pH observado no solo tratado com 20 Mg ha⁻¹

LCC pode ser um dos fatores envolvidos no acúmulo de cromo no solo (Figura 1A). Segundo Gupta e Sinha (2007), a disponibilidade e a utilização de elementos traços no solo é altamente dependente do pH, do carbono orgânico e da capacidade de trocas de cátions (CTC). Em outro estudo, Köleli (2004) observou que o pH, a concentração de matéria orgânica e de carbonado de cálcio no solo estão entre os principais reguladores da distribuição de Cr no solo. De acordo com Udom et al. (2004) a matéria orgânica promove a fixação de elementos traços ao solo, por meio da formação de complexos organometálicos insolúveis, reduzindo a mobilidade e a fitotoxicidade.

Em experimentos de campo com aplicação de LCC, Araújo et al. (2015) observaram aumento na concentração de Cr no solo em função das doses de LCC, e os valores encontrados com aplicação de 20 Mg ha⁻¹ de LCC foram duas vezes maiores que o limite estabelecido para solos agrícolas. Ailincal et al. (2007) e Singh e Agrawal (2010) verificaram aumento nas concentrações de Cr em solos submetidos a aplicação de diferentes doses lodo de esgoto quando comparado com o tratamento controle (sem adição de lodo de esgoto).

Com a incorporação de LCC ao solo, observou-se aumento significativo no carbono orgânico total do solo (COT) em comparação ao tratamento 0 nos dois períodos de avaliação. Os maiores valores foram observados com aplicação de 20 Mg ha⁻¹ de LCC (Tabela 4), não sendo observada variações entre as doses 2,5; 5 e 10 Mg ha⁻¹. O aumento na concentração de COT após aplicação por seis anos de LCC deve-se a presença de compostos orgânicos na composição do resíduo. Conforme Trannin et al. (2007) aplicações pesadas e contínuas de biossólidos podem promover acúmulo de COT e de nutrientes na camada superficial do solo. O aumento de COT é de extrema importância para solos de regiões tropicais, visto que geralmente são pobres em matéria orgânica (MELO et al., 2007).

Teixeira et al. (2006) verificaram que a aplicação 23.250 e 46.500 kg ha⁻¹ do lodo de curtume aumentou de 1,80 a 3,35 vezes os teores de COT. Santos et al. (2010) verificaram que a aplicação de lodo curtume compostado ao solo aumentou significativamente concentração de COT. Gonçalves et al. (2014) verificaram aumento da concentração de COT e estímulo a biomassa microbiana dois anos após adição de LCC. Devido à presença de Cr no lodo de curtume, em alguns casos, o aumento do COT não proporciona aumento na biomassa microbiana, uma vez que há grupos de microrganismos muito sensíveis a presença de metais pesados.

Tabela 4 - Carbono orgânico total do solo (COT) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.

LCC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	COT (g/Kg)	
	30 dias	60 dias
0	5,60 c	5,71 c
2,5	7,16 b	7,60 b
5	7,39 b	7,22 b
10	7,74 b	7,73 b
20	10,50 a	10,73 a

Doses de lodo de curtume compostado ⁽¹⁾. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

COT, carbono orgânico total

4.2. Atributos Microbiológicos

Em relação à biomassa microbiana, maiores valores de CBM foram encontrados no solo sem adição de LCC (tratamento 0), seguido do tratamento 2,5 Mg ha⁻¹ (Tabela 5). Nas maiores doses de LCC, os valores de CBM diminuíram significativamente nos dois períodos de avaliação (Tabela 5), o que sugere que o levado teor de Cr e a salinidade influenciam negativamente a biomassa microbiana do solo.

Assim como no presente estudo, a redução da biomassa microbiana em solos tratados com doses crescentes de biossólidos tem sido relatada em experimentos de longa duração e pode ser atribuída principalmente ao acúmulo de metais pesados e aumento da salinidade (DAHLIN et al., 1997; CHANDER et al., 2001; ABAYE et al., 2005; ARAÚJO et al., 2015).

Por outro lado, estímulo à biomassa microbiana pela aplicação de LCC tem sido observado em alguns casos. Silva et al. (2013) e Gonçalves et al. (2014) relataram aumento da biomassa microbiana após três e dois anos da aplicação de doses de LCC, respectivamente. Provavelmente esse estímulo à biomassa microbiana em solos que receberam adição recente de LCC (até três anos) está relacionado ao fato do lodo atuar inicialmente como fonte de C de rápida mineralização. No entanto, ao longo do tempo a magnitude do estímulo diminui e a biomassa microbiana tende a reduzir.

Tabela 5 - Carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) e quociente microbiano (qMIC) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em um solo cultivado com feijão-caupi.

LCC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	CBM (mg C kg ⁻¹ de solo)		qMIC (mg C-CO ₂ mg C kg ⁻¹)	
	30 dias	60 dias	30 dias	60 dias
0	160,25 a	150,24 a	2,86 a	2,63 a
2,5	139,44 ab	124,32 ab	1,95 b	1,63 b
5	131,46 bc	105,45 b	1,78 b	1,46 b
10	119,10 bc	99,72 b	1,54 bc	1,29 b
20	114,37 c	96,34 b	1,09 c	0,90 c

Doses de lodo de curtume compostado ⁽¹⁾. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

CBM, carbono da biomassa microbiana; qMIC, quociente microbiano

O quociente microbiano (qMIC) apresentou valores significativamente maiores no sem aplicação de LCC em comparação aos demais (Tabela 5). A adição de LCC reduziu o qMIC, sendo a redução mais acentuada com a aplicação de 20 Mg ha⁻¹ nos dois períodos de avaliação (Tabela 5). Segundo Sparling (1992) a relação CBM/COT (qMIC) expressa à eficiência de conversão de carbono orgânico em biomassa microbiana. Desse modo, os menores valores de qMIC, refletem menor utilização de carbono pela microbiota do solo, podendo estar associados a concentração de Cr no solo. Nesse sentido, Tripathy et al. (2014) observaram correlação negativa entre o qMIC e a concentração de metais pesados. De acordo com esses autores, a concentração de metais pesados é importante na regulação da eficiência da biomassa microbiana em solos tratados com resíduos. Por outro lado, Colodro et al. (2007) verificaram que a adição de 30 e 60 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto em área cultivada com eucalipto aumentaram os valores de qMIC, esse resultado deve estar relacionado ao fato do lodo utilizado apresentar baixa concentração de metais pesados.

Os resultados de qMIC deste trabalho corroboram os encontrados por Lambais e Carmo (2008) que observaram uma diminuição dessa variável em solo submetido a aplicação de biossólido da ETE-Barueri com alta concentração de metais pesados.

A respiração basal aumentou significativamente com a adição da maior dose de LCC (Tabela 6). A maior liberação de CO₂ no solo tratado com a dose 20 Mg ha⁻¹ de LCC aos 30 e 60 dias, associada aos baixos valores de CBM (Tabela 5) demonstra que está ocorrendo perda

de C, pois uma menor população microbiana necessita de grande quantidade de C para sua manutenção, o que deve estar relacionado ao elevado pH, conteúdo de Cr. Nesse sentido, Lambais et al. (2005) relataram que a presença de elementos traços no solo podem influenciar a diversidade metabólica dos microrganismos.

A maior liberação de CO₂ em solos que receberam doses elevadas LCC, coincide com os resultados encontrados por MARTINES et al. (2006) e Silva et al. (2010). A aplicação de doses elevadas de lodo pode promover modificações na estrutura e no funcionamento na comunidade microbiana, influenciando negativamente vários processos que controlam a disponibilidade e a ciclagem de nutrientes no solo (LAMBAIS; SOUZA, 2000, BETTIOL, 2004).

Tabela 6 - Respiração basal do solo (RB) e quociente metabólico (qCO₂) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em um solo cultivado com feijão-caupi.

LCC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	RB (mg C-CO ₂ kg ⁻¹ do solo)		qCO ₂ (mg C-CO ₂ mg C kg ⁻¹)	
	30 dias	60 dias	30 dias	60 dias
0	26,71 b	28,95 b	0,17 b	0,19 c
2,5	31,95 ab	33,52 ab	0,22 b	0,28 bc
5	37,89 ab	36,84 ab	0,32 a	0,36 ab
10	38,73 ab	38,86 ab	0,35 a	0,41 a
20	44,64 a	41,56 a	0,41 a	0,43 a

Doses de lodo de curtume compostado⁽¹⁾. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

RB, respiração basal; qCO₂, quociente microbiano

O quociente metabólico apresentou aumento significativo nos solos que receberam doses superiores a 2,5 Mg ha⁻¹ de LCC, nos dois períodos de avaliação (Tabela 6). O quociente metabólico tem sido frequentemente empregado como um índice de estresse para os microrganismos, sendo útil para avaliar a eficiência de utilização do substrato pela comunidade microbiana do solo. Valores elevados desse quociente sugerem que a atividade microbiana é baixa em termos de eficiência e que os microrganismos do solo estão vivendo sob estresse ambiental (TRIPATHY et al., 2014).

Aumentos no qCO₂ em áreas tratadas com resíduos sólidos indicam redirecionamento de energia do crescimento para manutenção da biomassa microbiana do solo

(MUHLBACHOVA, 2011; DINESH e GHOSHAL CHAUDHURI, 2013), isto é explicado pelo aumento da necessidade de energia para reparar os danos do estresse. Por outro lado, baixos valores de qCO_2 , como observado no tratamento 0, indicam que menos carbono foi perdido na forma de CO_2 pela respiração e que maior conteúdo de carbono foi incorporado a biomassa microbiana.

Estudos conduzidos por Araújo e Monteiro (2006) e Santos et al (2011) em solos que receberam lodo de esgoto e têxtil mostraram aumento no qCO_2 com aplicação das maiores doses, corroborando os resultados encontrados neste estudo. Em outro estudo, Gonçalves (2011) e Silva (2012) relataram que os valores do qCO_2 não variaram após aplicações consecutivas de LCC em solo cultivado com feijão-caupi.

Das enzimas avaliadas, apenas a atividade da desidrogenase (DHA) apresentou resposta negativa a aplicação de LCC (Tabela 7). A diminuição da DHA nos tratamentos que receberam LCC é provavelmente devido ao conteúdo de metais pesados presentes no LCC, especialmente Cr (Figura 6). Outros estudos conduzidos no mesmo local relatam resultados semelhantes, evidenciando o efeito inibitório dos metais pesados presentes no LCC sobre a DHA (SANTOS et al., 2011; SILVA et al., 2014; GONÇALVES et al., 2014). A atividade da desidrogenase é uma medida da atividade oxidativa total da microbiota do solo e pode fornecer informações úteis sobre o nível de estresse enfrentado pela comunidade microbiana (GARAU et al., 2011).

Oliveira e Pampulha (2006) estudando solos com histórico de contaminação por metais pesados verificaram que a atividade da DHA diminuiu significativamente quando comparada com a área sem contaminação, os autores atribuíram a redução da DHA à contaminação por metais pesados, visto que estes promovem efeito negativo sobre os microrganismos do solo. Jezierska-Tys e Frac (2006) não verificaram efeito das doses de lodo de esgoto com baixo conteúdo de metais pesados sobre a atividade da DHA. Todavia, o aumento no conteúdo de metais, principalmente o Cr, pode reduzir a atividade desta enzima (BARAJAS-ACEVES et al., 2007).

Quando adicionado ao solo, o lodo de curtume estimulou a atividade de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) nos dois períodos de avaliação (Tabela 7). Em geral, a melhoria das propriedades do solo devido à aplicação de resíduo de lodo contribui para o aumento da atividade do FDA. Assim como no presente estudo, estímulo à atividade do FDA em solos sob aplicação de resíduo de curtume têm sido relatado em outros trabalhos (NAKATANI et al., 2014). No entanto, Gonçalves et al. (2014) relataram efeito negativo do LCC na atividade do FDA dois anos após a aplicação do resíduo, enquanto Trannin; Siqueira; Moreira (2007) e Santos et al. (2011) não observaram mudanças significativas na atividade de hidrólise de FDA

em resposta a aplicação de lodo de esgoto e de biossólido industrial, respectivamente. Desse modo, é possível perceber que os efeitos do LCC sobre a microbiota do solo dependem dentre outros fatores do tempo de aplicação, uma vez que os microrganismos do solo podem responder de maneira diferenciada a aplicação do LCC (NAKATANI et al., 2014). Existem populações microbianas que podem ser estimuladas em maior ou menor intensidade, enquanto outras podem ser limitadas ou eliminadas em função da aplicação do resíduo, promovendo alterações na composição e atividade da comunidade microbiana.

Tabela 7 - Atividade da desidrogenase (DHA) e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.

LCC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	DHA (µg TTC g ⁻¹ ha ⁻¹)		FDA (µg FDA g ⁻¹ ha ⁻¹)	
	30 dias	60 dias	30 dias	60 dias
0	2,29 a	0,86 a	42,68 b	45,60 b
2,5	1,61 b	0,58 b	62,92 a	62,01 a
5	1,55 b	0,52 b	60,23 a	64,49 a
10	1,51 b	0,57 b	62,84 a	74,48 a
20	1,53 b	0,54 b	74,18 a	69,33 a

Doses de lodo de curtume compostado ⁽¹⁾. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

DHA, desidrogenase; FDA, hidrólise do diacetato de fluoresceína

As fosfatases desempenham papel fundamental na transformação do P orgânico em diferentes formas de P inorgânico, as quais são assimiladas pelas plantas (SUGIER; KOŁODZIEJ; BIELIŃSKA, 2013). Neste estudo, a atividade da fosfatase alcalina aumentou significativamente no solo tratado com 20 Mg ha⁻¹ de LCC (Tabela 8), provavelmente, devido ao aumento no COT e pH observados nesses solos. Esse comportamento foi observado aos 30 e 60 dias após aplicação do resíduo

Tabela 8 - Atividade da fosfatase alcalina (FA) e atividade da β -glicosidase (BG) após 30 e 60 dias da aplicação de lodo de curtume compostado (LCC) em solo cultivado com feijão-caupi.

LCC ⁽¹⁾ (Mg ha ⁻¹)	FA ($\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$)		BG ($\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$)	
	30 dias	60 dias	30 dias	60 dias
0	57,85 c	57,11 c	39,23 b	31,39 a
2,5	59,40 c	62,25 c	48,66 ab	33,10 a
5	62,52 bc	78,77 bc	50,17 ab	36,76 a
10	69,77 b	99,87 b	51,15 ab	40,36 a
20	90,60 a	134,04 a	58,66 a	41,38 a

Doses de lodo de curtume compostado⁽¹⁾. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

FA, atividade da fosfatase alcalina; BG, atividade da β -glicosidase

PATEL e PATRA (2014) observaram aumento da atividade da fosfatase com o incremento da dose do resíduo, e sugeriram que a quantidade de matéria orgânica do solo pode ser responsável pelo resultado. O COT pode favorecer a formação de complexos de húmus-enzima, melhorando a estabilidade da enzima e protegendo contra a ação de metais pesados (MORENO et al., 2009). De acordo Criquet e Braud. (2008) a atividade da fosfatase é intimamente relacionada com as características do solo, principalmente pH e COT.

Diferentemente dos resultados alcançados no presente estudo, Yang et al. (2006), Khan et al. (2007) e Wang et al. (2007) relataram reduções na atividade da FA em solos contaminados com diferentes fontes de elementos traços, os autores atribuíram a diminuição da FA ao efeito negativo dos metais pesados presentes no solo.

A atividade da β -glicosidase não foi suficientemente sensível em detectar as diferenças entre os tratamentos (Tabela 8). A principal exceção foram os tratamentos 0 e com aplicação de 20 Mg ha⁻¹, que diferiram significativamente aos 30 dias. O acúmulo de COT nesse solo pode ter contribuído para intensificar a atividade desta enzima, funcionando como estímulo para sua produção pelo aumento da disponibilidade de substrato, sugerindo que a matéria orgânica do solo apresenta substratos simples que são degradados por esta enzima (Waldrop et al., 2000). No entanto com o passar do tempo, as fontes simples são consumidas pela microbiota e a atividade tende a diminuir ou estabilizar.

Em estudo realizado na Itália por Garau et al. (2011), a β glicosidase não foi afetada pela adição no solo do resíduo da extração de bauxita. Segundo os autores a aparente

insensibilidade desta enzima a aplicação do resíduo não era esperada. No entanto, alguns autores demonstraram que a atividade da β -glicosidase não é um bom indicador da presença de metais pesados no solo (GARAU et al., 2007; CASTALDI et al., 2011).

Variações nas características químicas e microbiológicas do solo decorrentes da aplicação de LCC foram representadas em um gráfico bidimensional de acordo com a técnica de ordenação NMS (Figura 4). A variação total representada pelos dois eixos da ordenação NMS foi 95%, o eixo 1 explicou 86% da variabilidade e o 2, 9%.

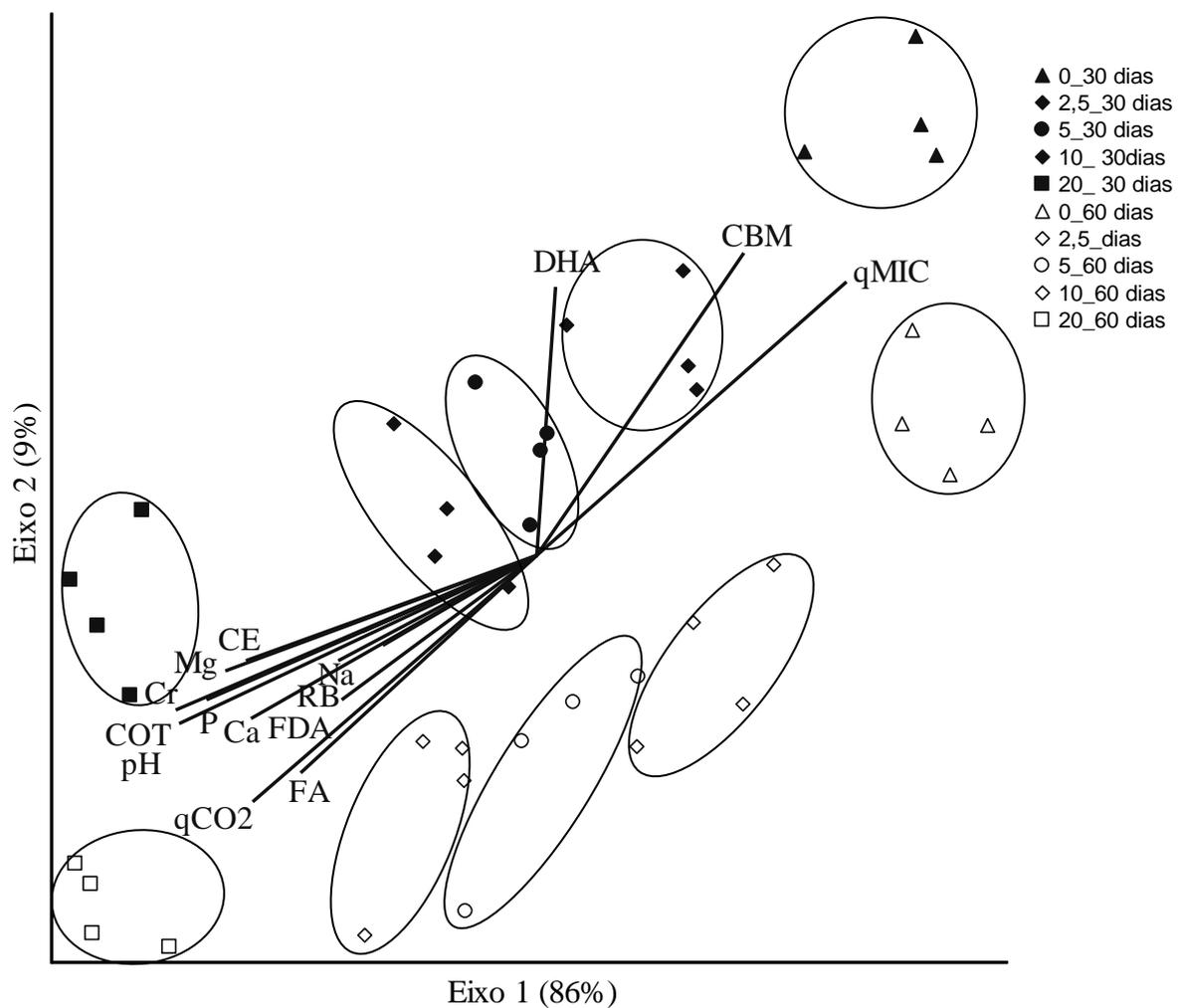


Figura 4. Escalonamento multidimensional não métrico (NMS) baseado nas propriedades químicas e microbiológicas de solos submetidos à aplicação de LCC. Os grupos nas elipses não diferem pelo MRPP a 5% de probabilidade.

A partir do gráfico NMS foi possível perceber uma clara separação entre os solos submetidos à aplicação de LCC e o controle sem aplicação, essa tendência, observada na

ordenação, foi confirmada pela análise de MRPP que também permitiu a visualização de diferentes grupos (Figura 4). Esse resultado demonstra que cada tratamento avaliado apresenta características microbiológicas e químicas distintas em função da aplicação das doses de LCC e também em relação aos períodos de avaliação (Figura 4). No gráfico 2D, as amostras coletadas 30 dias após a adição de LCC ficaram posicionadas na parte superior do gráfico e as coletadas aos 60 dias na parte inferior, demonstrando que há efeito do tempo nas variáveis estudadas.

Independentemente do período de avaliação, observou-se que o solo tratado com 2,5 Mg ha⁻¹ LCC é o que mais se aproxima do tratamento controle (Figura 4), enquanto o solo submetido a aplicação de 20 Mg ha⁻¹ é o mais distante. Desse modo, é possível perceber que na ordenação os grupos estão dispostos ao longo de um gradiente de aumento da qualidade química e microbiológica do solo da esquerda para a direita, de acordo com a sequência: 20 Mg ha⁻¹ < 10 Mg ha⁻¹ < 5 Mg ha⁻¹ < 2,5 Mg ha⁻¹ < 0 Mg ha⁻¹ (Figura 4). Ao longo dessa sequência observou-se aumento do CBM, qMIC e desidrogenase e decréscimo de RB, qCO₂, FA, FDA e também das propriedades químicas, especialmente pH, Cr, COT (Figura 4). O impacto da adição de diferentes doses de LCC sobre a biomassa e atividade enzimática foi relatado em estudos anteriores (NAKATANI ET AL., 2012; SILVA et al., 2014).

O teste de Mantel, realizado a partir dos dados das propriedades microbiológicas e químicas, revelou a existência de correlação significativa ($r = 0,68^{***}$) entre as duas matrizes de dados. A partir desse resultado é possível afirmar que essas variáveis são relacionadas e que podem mostrar padrões similares de resposta nas condições estudadas. A relação observada entre as propriedades químicas e microbiológicas do solo corrobora dados de Chaer et al. (2009) os quais observaram que alterações na atividade metabólica das comunidades microbianas em solos submetidos a diferentes níveis de distúrbio estavam relacionadas a mudanças nas propriedades químicas e físicas dos solos. Esses autores afirmam que a avaliação combinada de variáveis é uma ferramenta muito eficaz e mais adequada para avaliar efeitos dos distúrbios ambientais. Nesse contexto, os métodos estatísticos multivariados que consideram as amostras e variáveis em conjunto conseguem extrair informações adicionais, evidenciando padrões ou tendências não visualizados com a análise univariada, além de simplificar a interpretação dos dados.

5. CONCLUSÕES

O presente estudo mostra que a aplicação de LCC por seis anos consecutivos melhorou os atributos químicos do solo afetando positivamente a fertilidade. No entanto, a aplicação de LCC resultou em aumento do Cr, pH e Na, atributos potencialmente negativos ao solo e que devem ser monitorados a longo prazo.

As alterações nos atributos microbiológicos promovidas pela prática de adição de LCC estão relacionadas com o aumento do teor de Cr, pH e COT. Os atributos mais influenciados pela aplicação de LCC foram a atividade da desidrogenase, hidrólise do FDA, CBM e qMIC.

Os solos tratados com $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de LCC apresentam características microbiológicas mais semelhantes as observadas no solo sem adição de LCC. Com isso a aplicação de $2,5 \text{ Mg}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ pode ser utilizada anualmente em solos agrícolas sem promover riscos potenciais a biomassa microbiana do solo.

6. REFERÊNCIAS

ABAYE, D. A.; L

AWLOR, 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.

AILINCAI, C.; JITAREANU, G.; BUCUR, D.; AILINCAI, D. 2007. Influence of sewage sludge on maize yield and quality and soil chemical characteristics. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v. 5, p. 310-313, 2007.

ALARCÓN-GUTIÉRREZ, E.; FLOCH, C.; RUAUDEL, F.; CRIQUET, S. Non-enzymatic hydrolysis of fluorescein diacetate (FDA) in a Mediterranean oak (*Quercus ilex* L.) litter. **European Journal of Soil Science**, v. 59, p. 139-146, 2008.

ALBIACH, R.; CANET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. **Bioresource Technology**, v. 76, p. 125–129, 2001.

ALCÂNTARA, M. A. K.; NETO, V. A.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 547-555, 2007.

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Londres: Academic Press, 1995. 576p.

ALVARENGA, P.; PALMA, P.; GONÇALVES, A. P.; BAIÃO, N.; FERNANDES, R. M.; DE VARENNES, A.; VALLINI, G.; DUARTE, E.; CUNHA-QUEDA, A. C. Assessment of chemical, biochemical and ecotoxicological aspects in a mine soil amended with sludge of either urban or industrial origin. **Chemosphere**, v. 72, p. 1774-1781, 2008.

ALVAREZ-BERNAL, D.; CONTRERAS-RAMOS, S. M.; TRUJILLO-TAPIA, N.; OLALDE-PORTUGAL, V.; FRIAS-HERNANDEZ, J. T.; DENDOOVEN, L. Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics. **Applied Soil Ecology**, v. 33, p. 269–277, 2006.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Application of ecophysiological quociente (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 251-255, 1990.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Determination of ecophysiological maintenance carbon requirements of soil microorganisms in a dormant state. **Biology and Fertility of Soils**, v. 1, p. 81-89, 1985.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 21, p. 471- 479, 1989.

ANDRÉA, A. F. D.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoques de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 179-186, 2004.

AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A. Crescimento e acúmulo de crômio em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 225-235, 2000.

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

ARAÚJO, A. S. F.; MIRANDA, A. R. L.; OLIVEIRA, M. L. J.; SANTOS, V. M.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J. Soil microbial properties after 5 years of consecutive amendment with composted tannery sludge. **Environ Monit Assess**, v. 187, 2015. DOI 10.1007/s10661-014-4153-3.

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

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. **Chemosphere**, v. 64, p. 1028–1032, 2006.

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

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**, v. 98, p. 1028-1032, 2007.

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. 225 – 230, 2008.

ARAÚJO, A. S. F.; SILVA, M. D. M.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, F. F.; DIAS, N. S. Soil pH, electric conductivity and organic matter after three years of consecutive amendment of composted tannery sludge. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, p. 1204-1208, 2013.

ARAUJO, F. F.; TIRITAN, C. S.; PEREIRA, H. M.; CAETANO JÚNIOR, O. Maize growth and soil fertility after tannery sludge and phosphate amendment. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 507-511, 2008.

BARAJAS ACEVES, M.; OCAMPO VELÁSQUEZ, R.; RODRIGUEZ VÁSQUEZ, R. Effects of Cr³⁺, Cr⁶⁺ 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.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho eutroférico após aplicação por dois anos consecutivos de lodo de esgoto. **Acta Scientiarum**, v. 24, p. 1501-1505, 2002.

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).

BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by Fusarium. **Summa Phytopathol**, v. 30, p. 16–22, 2004.

BHATTACHARYYA, P.; CHAKRABARTI, K.; CHAKRABORTY, A. Microbial biomass and enzyme activities in submerged rice soil amended with municipal solid waste compost and decomposed cow manure. **Chemosphere**, v. 60, p. 310–318, 2005.

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

BURNS, R. G. Enzyme activity in soil: location and possible role in microbial ecology. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 423-427, 1982.

BURNS, R. G.; FOREST, J. L.; MARXSEN, J.; SINSABAUGH, R. L.; STROMBERGER, M. E.; WALLENSTEIN, M. D.; WEINTRAUB, M. N.; ZOPPINI, A. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 58, p. 216-234, 2013.

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, 2000. p. 197-202.

CARMO, J. B. **Impacto da aplicação de biossólidos nas atividades microbiana do solo**. 2001. 105 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2001.

CARMO, J. B.; LAMBAIS, M. R. Transformações do nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 8, p. 152-162, 2013.

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

CASTALDI, P.; MELIS, P.; SILVETTI, M.; DEIANA, P.; GARAU, G. Influence of pea and wheat growth on Pb, Cd, and Zn mobility and soil biological status in a polluted amended soil. **Geoderma**, v. 151, p. 241–248, 2009.

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

CETESB-COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Tecnologia Ambiental**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia-ambiental/cas-em-atividade/44-camara-ambiental-da-industria-de-couros-peles--assemelhados-ecalcados>>. Acesso em: 10 de jul. 2014.

CHAER, G. M.; FERNANDES, M. F.; MYROLD, D. D.; BOTTOMLEY, P. J. Shifts in microbial community composition and physiological profiles across a gradient of induced soil degradation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 1327-1334, 2009.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CHANDER, K.; DYCKMANS, J.; JOERGENSEN, R. G.; MEYER, B.; RAUBUCH, M. Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties. **Biology and Fertility of Soils**, v. 34, p. 241–247, 2001.

CHANDRA, R.; BHARAGAVA, R. N.; YADAV, S.; MOHAN, D. Accumulation and distribution of toxic metals in wheat (*Triticum aestivum* L.) and Indian mustard (*Brassica campestris* L.) irrigated with distillery and tannery effluents. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, p. 1514–1521, 2009.

CHUNDAWAT, S.; BECKHAM, G.; HIMMEL, M.; DALE, B.; PRAUSNITZ, J. Deconstruction of lignocellulosic biomass to fuels and chemicals. **Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering**, v. 2, p. 121–145, 2011.

CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W. O.; PAULA, J. L.; DUARTE, M. N. **Manual de Métodos de Análise de Solo**: 2ª ed. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa - CNPS, 2011. 212 p.

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, p. 195-198, 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 420/2009, de 28 de dezembro de 2009.** Disponível em: <http://www.aslaa.com.br/legislacoes/CONAMA%20420.pdf>. Acesso em: 22 de out. 2014.

CRIQUET, S.; BRAUD, A. Effects of organic and mineral amendments on available P and phosphatase activities in a degraded Mediterranean soil under short-term incubation experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 98, p. 164-174, 2008.

DAHLIN, S.; WITTER, E.; MARTENSSON, A.; TURNER, A. BAATH, E. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, p. 1405-1415, 1997.

DHAL, B.; THATOI, H. N, DAS, N. N.; PANDEY, B. D. Chemical and microbial remediation of hexavalent chromium from contaminated soil and mining/metallurgical solid waste: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 250-251, p. 272-291, 2013.

DINESH, R.; GHOSHAL CHAUDHURI, S. Soil biochemical/microbial indices as ecological indicators of land use change in mangrove forests. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 253–258, 2013.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C., BEZDICEK, D. F.; STEWARD, B. A(Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA. American Society of Agronomy, 1994, p. 3-21. (Spec.Public, 35).

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 601-606, 1988.

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

EMMERLING, C.; LIEBNER, C.; HAUBOLD-ROSAR, M.; KATZUR, J.; SCHODER, 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. 22, p. 129-138, 2000.

FAVARETTO, N.; DESCHAMPS, C.; DAROS, E.; PISSAIA, A. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade do solo e no crescimento e produtividade de milho (*Zea mays* L.). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 40, p. 837-848, 1997.

FERNANDES, F. Estabilização e higienização de biossólidos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Ed(s). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 45-67.

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**, 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**, v.23, p.991-996, 1999.

FRANCHINI, J. C.; CRISPINO, C. C.; SOUZA, R. A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 92, p.18–29, 2007.

GANEM, R. S. **Curtimes: aspectos ambientais**. Brasília: Biblioteca digital da câmara, 2007. 16 p.

GARAU, G.; CASTALDI, P.; SANTONA, L.; DEIANA, P.; MELIS, P. Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. **Geoderma**, v. 142, p. 47–57, 2007.

GARAU, G.; SILVETTI, M.; DEIANA, S.; DEIANA, P.; CASTALDI, P. Long-term influence of red mud on As mobility and soil physico-chemical and microbial parameters in a polluted sub-acidic soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 1241–1248, 2011.

GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. **Princípios de fertilidade do solo**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 276 p.

GONÇALVES, I. C. R. **Atributos químicos e biológicos do solo e produtividade do feijão-caupi 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.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J. Soil microbial biomass after two years of the consecutive application of composted tannery sludge. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, p. 35–41, 2014.

GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 38, p. 693–701, 2006.

GUPTA, A. K.; SINHA, S. Phytoextraction capacity of the plants growing on tannery sludge dumping sites. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 1788–1794, 2007.

HAROUN, M.; IDRIS, A.; OMAR, S. R. S. A study of heavy metals and their fate in the composting of tannery sludge. **Waste Management**, v. 27, p. 1541–1550, 2007.

HARRIS, J. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers?. **Science**, v. 325: p. 573, 2009.

HEINK, U.; KOWARICK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 548–598, 2010.

HOITINK, H. A. J.; ZHANG, W.; HAN, D. Y.; DICK, W. A. Making compost to suppress plant disease. **Biocycle**, v. 38, p. 40–42, 1997.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 119–127, 2001.

HUE, N. V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J. E. (Ed). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 199-168.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; KASCHUK, G.; SOUZA, R. A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 288–296, 2009.

IBGE - Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. **Anuário Estatístico do Brasil**. v. 72, p. 1 – 458, 2012.

INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 22, p. 525-532, 1990.

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

JAKELAITIS, A.; SILVA, A. A.; SANTOS, J. B.; VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, p. 118-127, 2008.

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.

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 longterm tannery waste-contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 302-310, 2003.

KANDELER, E.; MOSIER, A. R.; MORGAN, J. A.; MILCHUNAS, D. G.; KING, J. Y.; RUDOLPH, S.; TSCHERKO, D. Response of soil microbial biomass and enzyme activities to the transient elevation of carbon dioxide in a semi-arid grassland. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 2448-2460, 2006.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1–13, 2010.

KAYIKCIOGLU, H. H. Short-term effects of irrigation with treated domestic wastewater on microbiological activity of a Vertic xerofluent soil under Mediterranean conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 102, p. 108–114, 2012.

KHAN, S.; CAO, Q.; HESHAM, A. E. L.; XIA, Y.; HE, J. Z. Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 834–840, 2007.

KÖLELI, N. Speciation of chromium in 12 agriculture soils from Turkey, **Chemosphere**, v. 57 1473–1478, 2004.

KOŁODZIEJ, B.; SUGIER, D.; BIELIŃSKA, E. The effect of leonardite application and various plantation modalities on yielding and quality of roseroot (*Rhodiola rosea* L.) and soil enzymatic activity. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 64-69, 2013.

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, p. 257-265, 2002.

KRAY, C. H.; TEDESCO, M. J.; BISSANI, C. A.; GIANELLO, C.; SILVA, K. J. Tannery and coal mining waste disposal on soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2877-2882, 2008.

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.

LAMBAIS, M. R.; CURY, J. C.; MALUCHE–BARETTA, C. R.; BÜLL, R. C. Diversidade microbiana nos solos: definindo novos paradigmas. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P.; CARDOSO, E. J. Org(s). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa-MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 43-84.

LAMBAIS, M. R.; SOUZA, A. G. Impacto de biossólido nas comunidades microbianas dos solos. In: BETTIOL, W.; CAMAGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 269-279.

LANGARD, S.; COSTA, M. Chromium. In: (Ed.). **Handbook on the Toxicology of Metals**. Elsevier, 2007. p. 487-510.

LAZZARI, L.; SPERNI, L.; BERTIN, P.; PAVONI, B. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting process. **Chemosphere**, v. 41, p. 427–435, 2000.

LEITE, R. S. R.; ALVES-PRADO, H. F.; CABRAL, H.; PAGNOCCA, F. C.; GOMES, E.; DA-SILVA, R. Production and characteristics comparison of crude β -glucosidases produced by microorganisms *Thermoascus aurantiacus* e *Aureobasidium pullulans* in agricultural wastes. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 43, p. 391–395, 2008.

LINDAY, W. L.; NORVELL, W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of American Journal**, v. 42, p. 421 – 428, 1978.

LISBOA, F. J. G.; CHAER, G. M.; JESUS, E. C.; FARIA, S. M.; GONÇALVES, F. S.; SANTOS, F. M.; CASTILHO, A. F.; BERBARA, R. L. L. The influence of litter quality on the relationship between vegetation and below-ground compartments: a Procrustean approach. **Plant and Soil**, v. 367, p. 551-562, 2013.

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

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**, v.41, p.1149-1155, 2006.

MARTINES, A. M.; NOGUEIRA, M. A.; SANTOS, C. A.; NAKATANI, A. S.; ANDRADE, C. A.; COSCIONE, A. R.; CANTARELLA, H.; SOUSA, J. P.; CARDOSO, E. J. B. N. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4690–4696, 2010.

MARTÍNEZ-IÑIGO, M. J.; PÉREZ-SANZ, A.; ORTIZ, I.; ALONSO, J.; ALARCÓN, R.; GARCÍA, P.; LOBO, M. C. Bulk soil and rhizosphere bacterial community PCR–DGGE profiles and β -galactosidase activity as indicators of biological quality in soils contaminated by heavy metals and cultivated with *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. **Chemosphere**, v. 75, p. 1376–1381, 2009.

MELERO, S.; VANDERLINDEN, K.; RUIZ, J. C.; MADEJON, E. Long-term effect on soil biochemical status of a vertisol under conservation tillage system in semi-arid Mediterranean conditions. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, p. 437-442, 2008.

MELLONI, R. Quantificação microbiana da qualidade do solo. In: Silveira, A. P. D.; FREITAS, S. S. Ed(s.) **Microbiologia do solo e qualidade ambiental**. Campinas: Instituto Agronômico, 2007. p. 193-218.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. **Compostagem**. Jaboticabal: Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2007. 10 p.

MELO, W. J.; AGUIAR, P. S.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P. Nickel in a tropical soil treated with sewage sludge and cropped with maize in a long-term field study. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 1341-1347, 2007.

MELO, W. J.; MELO, G. M. P.; ARAÚJO, A. S. F.; MELO, V. P. Avaliação da atividade enzimática em amostras de solo. In: FIGUEIREDO, M. V. B.; BURITY, H. A.; OLIVEIRA, J. P.; SANTOS, C. E. R. S.; STAMFORD, N. P. Ed(s). **Biotecnologia aplicada à agricultura: textos de apoio e protocolos experimentais**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2010. 153 p.

MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho-Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 435-443, 2003.

MIRANDA, A. R. L. **Nodulação e teores de cromo no feijão-caupi após aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado**. 2014. 54 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Piauí. Teresina, 2014.

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

MORENO, J. L.; BASTIDA, F.; ROS, M.; HERNÁNDEZ, T.; GARCÍA, C. Soil organic carbon buffers heavy metal contamination on semiarid soils: Effects of different metal threshold levels on soil microbial activity. **European Journal of Soil Biology**, v. 45, p. 220–228, 2009.

MUHLBACHOVA, G. Soil microbial activities and heavy metal mobility in long-term contaminated soils after addition of EDTA and EDDS. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1064–1071, 2011.

NAKATANI, A. S. **Atributos microbiológicos do solo em área agrícola sob disposição de lodo de curtume**. 2010. 102 p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. 2010.

NAKATANI, A. S.; MARTINES, A. M.; NOGUEIRA, M. A.; FAGOTTI, D. S. L.; OLIVEIRA, A. G.; BINI, D.; SOUSA, J. P.; CARDOSO, E. J. B. N. Changes in the genetic structure of Bacteria and microbial activity in an agricultural soil amended with tannery sludge. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 43, p. 106-114, 2011.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 385-392, 2004.

NOGUEIRA, M. A.; ALBINO, U. B.; BRANDÃO-JUNIOR, O.; BRAUN, G.; CRUZ, M. F.; DIAS, B. A.; DUARTE, R. T. D.; GIOPPO, N. M. R.; MENNA, P.; ORLANDI, J. M.; RAIMAM, M. P.; RAMPAZO, L. G. L.; SANTOS, M. A.; SILVA, M. E. Z.; VIEIRA, F. P.;

TOREZAN, J. M. D.; HUNGRIA, M.; ANDRADE, G. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 115, p. 237–247, 2006.

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.

OLIVEIRA, A.; PAMPULHA, M. E. Effects of Long-Term Heavy Metal Contamination on Soil Microbial Characteristics. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 102, p. 157–161, 2006.

OLIVEIRA, M. L. J.; ARAÚJO, A. S. **Teores de Cr em plantas de feijão-caupi após 4 anos de aplicações consecutivas de composto de lodo de curtume**. III Congresso Nacional de feijão-caupi. Recife – PE, 2013, 5 p.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**. São Paulo: CETESB. 2005.

PANTSAR-KALLIO, M.; REINIKAINEN, S. P.; OKSANEN, M. Interactions of soil components and their effects on speciation of chromium in soils. **Analytica Chimica Acta**, v.439, p. 9–17, 2001.

PATEL, A.; PATRA, D. D. Influence of heavy metal rich tannery sludge on soil enzymes vis-à-vis growth of *Tagetes minuta*, an essential oil bearing crop. **Chemosphere**, v. 112, p. 323–332, 2014.

POSSATO, E. L.; SCARAMUZZA, W. L. M. P.; WEBER, O. L. S.; NASCENTES, R.; BRESSIANI, A. L.; CALEGARIO, N. Atributos químicos de um cambissolo e crescimento de mudas de eucalipto após adição de lodo de curtume contendo cromo. **Revista Árvore**, v. 38, p. 847-856, 2014.

RAIESI, F.; BEHESHTI, A. Soil specific enzyme activity shows more clearly soil responses topaddy rice cultivation than absolute enzyme activity in primary-forests of northwest Iran. **Applied Soil Ecology**, v. 75, p. 63–70, 2014.

RICHARDS, L. A. (Ed). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Salinity Laboratory Staff, 1954. 160 p.

ROLDÁN, A.; SALINAS-GARCÍA, J. R.; ALGUACIL, M. M.; DÍAZ, E.; CARAVACA, F. Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions. **Geoderma**, v. 129, p. 178 – 185, 2005.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; MENDES, I. C.; REIS-JÚNIOR, F. B.; SANTOS, J. C. F.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. Ed(s.). **Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo em Sistemas Conservacionistas—Modelagem Matemática e Métodos Auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. p. 163–200.

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.

SANTOS, J. A.; SANTOS, V. B.; ARAÚJO, A. S. F. Alterações na atividade microbiana e na matéria orgânica do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Bioscience Journal**, v. 25, p. 17-23, 2009.

SANTOS, J. L. **Atributos químicos do solo após três anos de aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado**. 2012. 52 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Piauí. Bom Jesus, 2012.

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

SCHIMEL, J. P.; WEINTRAUB, M. N. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 35, p. 549-563, 2003.

SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, C. J. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 98, p. 255–262, 2003.

SELIVANOVSKAYA, S. Yu.; LATYPOVA, V. Z. Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. **Waste Management**, v. 26, p. 1253–1258, 2006.

SEUGÉ, C.; ROULAND, C.; FALL, S.; BRAUMAN, A.; MORA, P. Importance of earthworms casts and sheetings of some termite species in different fallows (Kolda, Senegal). In: FLORET, C.; PONTANIER, R. (Eds.), **La jachère en Afrique Tropicale**, 2000. p. 141–149.

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

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

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**: 2ª ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, J. D. C.; LEAL, T. T. B., ARAÚJO, A. S. F.; ARAÚJO, R. M.; GOMES, R. L. F.; MELO, W. J.; SINGH, R. P.; Effect of different tannery sludge compost amendment rates on growth, biomass accumulation and yield responses of Capsicum plants. **Waste Management**, v. 30, p.1976-1980, 2010.

SILVA, M. D. M. **Atributos biológicos de Neossolo e produtividade do feijão-caupi após três anos de aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado**. 2012. 70 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Piauí. Teresina, 2012.

SILVA, M. D. M.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; SINGH, R. P. Heavy metals in cowpea (*Vigna unguiculata* L.) after tannery sludge compost amendment. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 73, p. 282-287, 2013.

SILVA, M. D. M.; BARAJAS-ACEVES, M.; ARAÚJO, A. S. F.; ARAÚJO, F. F.; MELO, W. J. Soil Microbial Biomass After Three-Year Consecutive Composted Tannery Sludge Amendment. **Pedosphere**, v. 24, p. 469–475, 2014.

SILVA, R. R.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1585-1592, 2010.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 632 – 641, 2010.

SINGHANIA, R. R.; PATEL, A. K.; SUKUMARAN, R. K.; LARROCHE, C.; PANDEY, A. Role and significance of beta-glucosidases in the hydrolysis of cellulose for bioethanol production. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 500–507, 2013.

SOUMARE, M.; TACK, F. M. G.; VERLOO, M. G. Characterisation of Malian and Belgian solid waste composts with respect to fertility and suitability for land application. **Waste Management**, v. 23, p. 517–522, 2003.

SOUZA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. **Acidez do solo e sua correção**. In: NOVAIS, R. F. et al. Ed(s.). *Fertilidade do solo*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, 2007. p. 205-274.

SOUZA, R. A.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; MACIEL, C. D.; CAMPO, R. J.; ZAIA, D. A. M. Conjunto mínimo de parâmetros para avaliação da microbiota do solo e da fixação biológica do nitrogênio pela soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 83–91, 2008.

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, p. 195-207, 1992.

SUGIER, D.; KOŁODZIEJ, B.; BIELIŃSKA, E. The effect of leonardite application on *Arnica montana* L. yielding and chosen chemical properties and enzymatic activity of the soil. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 129, p. 76-81, 2013.

SWISHER, R.; CARROL, G. C. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. **Microbial Ecology**, v. 6, p. 217-226, 1980.

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.

TABATABAI, M.A.; BREMNER, J. M. Use of *p*-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology Biochemistry**, v. 1, p. 301-307, 1969.

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 e Agrotecnologia*, v. 30, 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, p. 1173-1184, 2007.

TRASAR-CEPEDA, C.; LEIRÓS, M. C.; SEOANE, S.; GIL-SOTRES, F. Limitations of soil enzymes as indicators of soil pollution. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 32, p. 1867–1875, 2000.

TRIPATHY, S.; BHATTACHARYYA, P.; MOHAPATRA, R.; SOM, A.; CHOWDHURY, D. Influence of different fractions of heavy metals on microbial ecophysiological indicators and enzyme activities in century old municipal solid waste amended soil. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 25–34, 2014.

UDOM, B. E.; MBAGWU, J. S. C.; ADESODUN, J. K.; AGBIM, N. N. Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. **Environment International**, v, 30, p. 467–470, 2004.

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.

VIEIRA, G. D.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V. Atributos microbianos do solo após a adição de lodo anaeróbico da estação de tratamento de efluentes de parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 543-550, 2011b.

VIEIRA, G. D'A.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V. Atributos do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodo anaeróbico da estação de tratamento de efluentes da parboilização do arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 535-542, 2011a.

WALDROP, M. P.; BALSER, T. C.; FIRESTONE, M. K. Linking microbial community composition to function in a tropical soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1837-1846, 2000.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v. 37, p. 29 – 38, 1934.

WANG, Y. P.; SHI, J. Y.; WANG, H.; LIN, Q.; CHEN, X. C.; CHEN, Y. X. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 75–81, 2007.

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

XIE, C.; LU, R.; HUANG, Y.; WANG, Q.; XU, X. Effects of ions and phosphates on alkaline phosphatase activity in aerobic activated sludge system. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 3394–3399, 2010.

YANG, Z. X.; LIU, S. Q.; ZHENG, D. W.; FENG, S. D. Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. **Journal of Environmental Sciences**, v.18, p. 1135-1141, 2006.

ZENG, L. S.; LIAO, M.; CHEN, C. L.; HUANG, C. Y. Effects of lead contamination on soil enzymatic activities, microbial biomass, and rice physiological indices in soil–lead–rice (*Oryza sativa* L.) system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 67–74, 2007.

ZHANG, C.; LIU, G.; XUE, S.; SONG, Z. Rhizosphere soil microbial activity under different vegetation types on the Loess Plateau, China. **Geoderma**, v. 161, p. 115-125, 2011.

ZIELEZNY, Y.; GROENEWEG, J.; VERECKEN, H.; TAPPE, W. Impact of sulfadiazine and chlortetracycline on soil bacterial community structure and respiratory activity. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 38, p. 2372–2380, 2006.

ZORPAS, A. A.; ARAPOGLOU, D.; PANAGIOTIS, K. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. **Waste Management**, v. 23, p. 27–35, 2003.