

**COMPOSTAGEM DO LODO DE CURTUME E SEU USO AGRÍCOLA: EFEITO
SOBRE INDICADORES BIOLÓGICOS DE QUALIDADE DO SOLO**

JOSEANY DE ANDRADE SANTOS

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

TERESINA – PI

MAIO - 2010

**COMPOSTAGEM DO LODO DE CURTUME E SEU USO AGRÍCOLA: EFEITO
SOBRE INDICADORES BIOLÓGICOS DE QUALIDADE DO SOLO**

JOSEANY DE ANDRADE SANTOS
Engenheira Agrônoma

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

TERESINA – PI
MAIO – 2010

FICHA CATALOGRÁFICA

S237c

Santos, Joseany de Andrade

Compostagem do lodo de curtume e seu uso agrícola : efeito sobre indicadores biológicos de qualidade do solo.[manuscrito]

/ Joseany de Andrade Santos – 2010.

77f. il.

Cópia de computador (printout)

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Piauí, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Teresina, 2010.

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

1. Solo-Manejo 2. Resíduo industrial 3. Microbiota do solo
4. Reciclagem I. Título

CDD 631.45

**COMPOSTAGEM DO LODO DE CURTUME E SEU USO AGRÍCOLA: EFEITO
SOBRE INDICADORES BIOLÓGICOS DE QUALIDADE DO SOLO**

JOSEANY DE ANDRADE SANTOS

Engenheira Agrônoma

Aprovado em ___/___/___

Comissão Julgadora:

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

Prof. Dr^a. Regina Teresa Rosim Monteiro – Titular
CENA / USP

Prof. Dr. Luiz Fernando Carvalho Leite – Titular
EMBRAPA MEIO- NORTE

“Determinação, coragem e confiança são fatores decisivos para o sucesso. Não importa quais sejam os obstáculos e as dificuldades. Se estamos possuídos de uma inabalável determinação, conseguiremos superá-los.”

Dalai-Lama

A Deus, por sempre me dar forças para continuar e me mostrar o quanto sou privilegiada por ter chegado até aqui.

DEDICO

Às razões da minha vida.

Meu pais, Eva Pereira de Andrade Santos e José Francisco dos Santos, ao meu irmão Jonathan de Andrade Santos e ao amor Girllan Viana de Carvalho, pelo apoio, carinho e principalmente compreensão em todos os momentos.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser minha fortaleza e não me deixar desanimar mediante os obstáculos.

À Universidade Federal do Piauí (UFPI) pela oportunidade de aperfeiçoamento com qualidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro através da concessão da bolsa de Mestrado.

A todos que fazem parte do Programa de Pós-Graduação em Agronomia.

Ao curtume Europa, por ter disponibilizado o lodo utilizado no experimento.

A Universidade Estadual Paulista – UNESP, Jaboticabal e ao Professor Dr. Wanderley José de Melo pelo auxílio na realização de algumas análises.

Ao professor orientador Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo, pela atenção, paciência, pelos conhecimentos repassados e oportunidades dadas, além do exemplo de profissional a ser seguido.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação, pelo conhecimento repassado.

Ao meu irmão Jonathan Andrade, por muitas vezes ter dedicado parte do seu tempo para me auxiliar em algumas tarefas.

Ao meu namorado, Girllan Viana, pelo amor, apoio, compreensão e por sempre me encorajar.

Às minhas amigas Érika Carolina e Paula Santiago, por toda amizade e por terem compartilhando comigo muitos momentos bons, durante a minha estadia em Teresina.

A todos os meus amigos do Mestrado em Agronomia, pelos bons momentos juntos.

Aos Alunos de Graduação, Elzane Leite, Allan Charles, Frederico e Luciano, pela ajuda nas análises laboratoriais e pela amizade compartilhada em muitos momentos.

A todos que em algum momento me deram uma palavra de incentivo.

SUMÁRIO

| | Página |
|--|--------|
| RESUMO | viii |
| SUMMARY | ix |
| INTRODUÇÃO GERAL | x |
| REVISÃO DE LITERATURA | 12 |
| 1. Lodo de curtume | 12 |
| 2. Compostagem do lodo de curtume | 13 |
| 3. Indicadores biológicos do solo | 16 |
| 3.1. Biomassa microbiana | 18 |
| 3.2. Atividade microbiana | 20 |
| 3.3. Enzimas do solo | 22 |
| 3.4. Fixação biológica do nitrogênio | 24 |
| 4. Efeito do lodo de curtume sobre os indicadores biológicos | 27 |
| 5. Referências bibliográficas | 29 |
| CAPÍTULO I - Tannery sludge compost amendment rates on microbial biomass and activity in Brazilian soils. | |
| Abstract | 39 |
| 1. Introduction | 40 |
| 2. Material and Methods | 42 |
| 3. Results | 44 |
| 4. Discussion | 45 |
| 5. Conclusions | 48 |
| References | 48 |

CAPÍTULO II - Efeito do composto de lodo de curtume sobre as propriedades químicas do solo, fixação biológica do N₂ e desenvolvimento do feijão-caupi.

| | |
|----------------------------------|----|
| Resumo | 58 |
| 1. Introdução | 59 |
| 2. Material e métodos | 61 |
| 3. Resultados e discussão | 62 |
| 4. Conclusões | 71 |
| Referências bibliográficas | 72 |

COMPOSTAGEM DO LODO DE CURTUME E SEU USO AGRÍCOLA: EFEITO SOBRE INDICADORES BIOLÓGICOS DE QUALIDADE DO SOLO

Autora: Joseany de Andrade Santos

Orientador: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

RESUMO

A compostagem de resíduos orgânicos é um processo importante para retornar ao solo os nutrientes essenciais presentes nesses resíduos. Objetivou-se com esse trabalho avaliar o efeito do composto de lodo de curtume (CLC) sobre indicadores biológicos de qualidade do solo. Os estudos foram realizados em dois solos (Neossolo e Argissolo) que receberam aplicação de CLC em doses equivalentes a 0 (controle), 7,5, 15, 30 e 60 Mg ha⁻¹. No primeiro experimento, foram avaliados os efeitos do CLC sobre a atividade e biomassa microbiana do solo, além da atividade das enzimas desidrogenase e hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA). No segundo experimento foram avaliados os efeitos sobre as propriedades químicas do solo, o crescimento a nodulação e a fixação biológica do N em feijão-caupi. A aplicação do CLC não mostrou efeitos negativos sobre a biomassa microbiana do solo. A aplicação das doses maiores que 15 Mg ha⁻¹ proporcionaram um aumento no carbono orgânico do solo. Foi observado aumento na respiração do solo com aplicação das maiores doses e o qCO_2 não mostrou diferença entre os tratamentos em alguns períodos avaliados. A atividade das enzimas diminuiu pela aplicação do CLC nas doses superiores a 7,5 Mg ha⁻¹. A aplicação do CLC promoveu o aumento da massa da parte aérea da planta em doses elevadas. No Neossolo, a massa nodular não mostrou diferença entre os tratamentos; por outro lado no Argissolo a aplicação das doses mais elevadas do composto de lodo de curtume (15, 30 e 60 Mg ha⁻¹) proporcionaram uma diminuição dessa variável. Os resultados mostram que a aplicação de 7,5 Mg ha⁻¹ do CLC não proporciona prejuízos aos indicadores biológicos avaliados.

Palavras-chave: Resíduo industrial, microbiota do solo; reciclagem.

TANNERY SLUDGE COMPOSTING AND ITS AGRICULTURAL USE: EFFECT ON BIOLOGICAL INDICATORS OF SOIL QUALITY

Author: Joseany Andrade Santos

Adviser: Prof. Dr. Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

SUMMARY

The composting of organic waste is an important process to return, to the soil, plant nutrients present in the waste. The aim of this study was to evaluate the effect of composted tannery sludge (TSC) on biological indicators of soil quality. The studies were conducted in two soils (Entisol and Ultisol) that they received application of TSC in doses equivalent to 0 (control), 7.5, 15, 30 and 60 Mg ha⁻¹. The first experiment examined the effects of TSC on soil microbial activity and biomass, and dehydrogenase activity and fluorescein diacetate hydrolysis (FDA). The second experiment evaluated the effects on soil chemical properties, growth and biological nitrogen fixation in cowpea. The application of the TSC showed no negative effects on soil microbial biomass. The application of doses higher than 15 Mg ha⁻¹ provided an increase in soil organic C. There was an increase in soil respiration with the application of higher doses. The $q\text{CO}_2$ showed no difference between treatments in some periods. The enzyme activity decreases by the application of TSC in doses above 7.5 Mg ha⁻¹. The application of TSC promoted the increase of the dry weight of cowpea in high doses. In sandy soil, the nodule dry weight showed no difference between the treatments. On the other hand, in clayey soil, higher doses of TSC (15, 30 and 60 Mg ha⁻¹) resulted in a decrease of this variable. The results show that application of 7.5 Mg ha⁻¹ of TSC did not provide damages to biological indicators evaluated.

Keywords: Industrial waste, soil microbial, recycling.

INTRODUÇÃO GERAL

Há algum tempo vem sendo estudada a possibilidade da utilização de resíduos da indústria curtumeira na agricultura. Durante o processo de tratamento do couro há o consumo de uma grande quantidade de água, bem como a produção de uma quantidade significativa de águas residuais. A etapa de tratamento de efluentes concentra vários poluentes e, normalmente contem entre 1 e 2% em peso de sólidos secos (Priestly, 1991).

Os lodos de curtume são constituídos de materiais orgânicos de origem animal misturados com sais inorgânicos, e alguns desses componentes são nutrientes importantes para plantas e microrganismos. Entretanto, existem nesses lodos relativas quantidades de elementos químicos que podem ter efeitos negativos sobre a qualidade do solo e o crescimento das plantas (Araújo et al., 2009).

A grande preocupação com a qualidade ambiental tem causado um aumento da recolha e tratamento desses resíduos, uma vez que, o principal método de eliminação destes está em locais sanitários conhecidos como aterros industriais, e essa prática se não feita com estudo prévio pode causar sério impacto ambiental. Para isso é importante encontrar uma alternativa para eliminar ecologicamente esse resíduo sem riscos ao ambiente e à saúde do homem, sendo a reciclagem dos elementos que eles contem uma das vias mais corretas. Desta forma, a utilização de resíduos industriais em solos agrícolas necessita de um estudo sobre sua composição e toxicidade e determinação de um destino sustentável, a fim de não causar danos ao ambiente.

A utilização do lodo de curtume compostado pode ser uma alternativa viável uma vez que apresenta um alto teor de matéria orgânica, macro e micronutrientes e menores quantidades de elementos tóxicos quando comparado ao lodo “in natura” (Araújo et al., 2007). A compostagem é um processo biológico de decomposição controlada da fração

orgânica contida nos resíduos de modo a resultar em um produto estável, similar ao húmus. O produto final desse processo, o composto, tem sido considerado como um material condicionador dos solos, melhorando as propriedades físicas e químicas do mesmo (Kihel, 1998).

Assim para se conhecer os impactos que a utilização de um produto possa vir causar no ambiente, torna-se necessário avaliar o efeito deste composto sobre indicadores de qualidade do solo. Dentre os indicadores biológicos de qualidade do solo podemos relacionar: a biomassa microbiana que tem relação com a atividade microbiana e a reposição de nutrientes; a respiração do solo, relacionada à atividade microbiana; a fixação biológica do nitrogênio relacionada ao suprimento de nitrogênio às plantas e a atividade das enzimas (Araújo & Monteiro, 2007). Dentre estas, podemos citar a quantificação da hidrólise de FDA, uma vez que essa quantificação fornece boa estimativa da atividade microbiana total (Silva et al., 2005) e a atividade da desidrogenase considerada indicador do metabolismo oxidativo dos solos e, assim, da atividade microbiana (Childs, 2007).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do uso do composto de lodo de curtume sobre a fixação biológica do nitrogênio, a biomassa, respiração e atividade dos microrganismos, além das propriedades químicas dos solos em amostras de dois tipos de solo, um Neossolo e um Argissolo, coletados no município de Teresina, Piauí.

REVISÃO DE LITERATURA¹

1. Lodo de curtume

O lodo é um resíduo sólido produzido após o tratamento de águas residuais que foram afetadas em termos de qualidade por atividades antrópicas. O aumento da urbanização e industrialização tem resultado em um aumento no volume de lodos produzidos em todo o mundo. Geralmente esses lodos são liberados no meio ambiente. Por exemplo, a atividade industrial americana gera e dispõe aproximadamente 7,6 bilhões de toneladas de resíduos sólidos industriais por ano (EPA, 2007).

A indústria curtumeira é uma grande consumidora de água, bem como produtora de águas residuais. A etapa de tratamento de efluentes concentra vários poluentes, os quais normalmente contem entre 1 e 2% em peso de sólidos secos (Priestly, 1991). Devido ao aumento drástico no volume de águas residuais tratadas, grande volume de lodo precisa ser eliminado de uma forma ambientalmente segura. Há, portanto, a necessidade de efetuar o tratamento adequado para os resíduos antes da sua eliminação ou reutilização.

O principal método de eliminação desses resíduos está em locais sanitários conhecidos como aterros industriais, e essa prática se não feita com estudo prévio pode causar sério impacto ambiental. Essa preocupação com a qualidade ambiental tem causado um aumento do recolhimento e tratamento do lodo. Para isso é importante encontrar um meio de eliminar ecologicamente esse resíduo sem riscos ao ambiente e à saúde do homem, se possível, ocorrendo a reciclagem dos elementos químicos que eles contem. Uma das alternativas é a utilização do lodo em solos agrícolas como fertilizantes uma vez que

¹Revisão de literatura publicada como capítulo “Use of Municipal and Industrial Sludge in Agricultural Soil: Responses of Soil Microbial and Soil Enzymes” no livro “Industrial Waste: Environmental Impact, Disposal and Treatment” editado pela NovaScience Inc. USA.

apresentam alto teor de matéria orgânica, macronutrientes e micronutrientes. (Araújo et al., 2007).

O lodo de curtume tem uma composição variável e, normalmente, contém matéria orgânica elevada, N, P, K e micronutrientes. Devido essa composição a adição do lodo de curtume em solo agrícola pode melhorar a qualidade química e física e promover o crescimento das plantas. Canellas et al. (2001) relataram que o uso de matéria orgânica industrial em terras agrícolas pode ser justificada pela necessidade de encontrar um destino adequado para a reciclagem de resíduos. No entanto, há sempre uma preocupação com a utilização e composição desses resíduos, principalmente devido à presença de elementos químicos tóxicos. Desta forma, a utilização de resíduos industriais em solos agrícolas necessita de estudos sobre sua composição e toxicidade e a determinação de uma ação definida, a fim de não causar danos ao ambiente, principalmente ao solo.

2. Compostagem do lodo de curtume

A compostagem consiste num processo biológico de decomposição controlada da fração orgânica contida nos resíduos de modo a resultar em um produto estável, similar ao húmus. Este produto final, o composto, é definido como sendo um adubo preparado com restos vegetais e/ou animais, domiciliares, industriais, separadamente ou combinados, sendo considerado com um material condicionador dos solos, melhorando as propriedades físicas e químicas do mesmo (Kihel, 1998).

Durante a compostagem, a matéria orgânica é decomposta principalmente através da ação de microrganismos e enzimas, resultando na fragmentação gradual e oxidação dos detritos (Budziak et al.; 2004). Este processo pode ser realizado em condições aeróbias ou anaeróbias. Segundo Frassinetti et al. (1990), em condições aeróbias, os microrganismos se desenvolvem e transformam a matéria orgânica, eliminando a toxicidade do resíduo.

O processo de compostagem aeróbia pode ser dividido em duas fases: a primeira chamada de “bioestabilização” que se caracteriza pela redução da temperatura da massa orgânica que, após ter atingido a temperatura de 65°C, estabiliza-se na temperatura ambiente. Essa fase dura aproximadamente 45 dias em processo de compostagem acelerada (aqueles que utilizam biodigestores) e 60 dias nos sistemas de compostagem natural (realizada ao ar livre). A segunda fase, chamada de “maturação”, dura mais 30 dias. Nessa fase ocorrem humidificação e mineralização da matéria orgânica (Fernandes, 2000).

A compostagem como processo biológico é afetada por qualquer fator que possa influenciar a sua atividade microbiológica. Dentre esses fatores destacam-se: a influência da aeração, temperatura, umidade, o tipo de material - concentração de nutrientes (relação C/N), tamanho das partículas e pH (Kihel, 1998). Estes fatores ocorrem simultaneamente, e a eficiência da compostagem, baseia-se na interdependência e inter-relacionamento dos mesmos.

Durante o processo, quanto maior for a exposição da matéria orgânica ao oxigênio maior será a sua velocidade de decomposição. Desta forma, quanto menor for o tamanho da partícula maior será a superfície de exposição ao oxigênio e, conseqüentemente, menor o tempo de compostagem. Fatores como umidade, aeração e granulometria influenciam na disponibilidade de oxigênio. Outros fatores que devem ser controlados são a umidade, uma vez que, a estrutura dos microrganismos que atuam no processo é formada de aproximadamente 90% de água. Havendo controle adequado da umidade e da aeração esses microrganismos se proliferam rápida e homogênea em toda a massa (Kiehl, 1985).

Os lodos de curtume são geralmente ricos em matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e micronutrientes. No processo de compostagem esses resíduos devem ser misturados à outra substância estruturante rica em carbono, como, por exemplo, serragem, palha de carnaúba,

bagaço de cana-de-açúcar, entre outros, equilibrando a relação C/N parâmetro fundamental no processo.

Esse processo tem se constituindo em uma ótima alternativa no tratamento de resíduos com a finalidade agrônômica, uma vez que esse processo permite o controle de microrganismos patogênicos e pode produzir um insumo agrícola de boa qualidade (Costa et al., 2005). Além disso, podem-se citar outras vantagens na compostagem do lodo de curtume, entre elas a economia de áreas em aterros industriais, acarretando aumento de vida útil do mesmo, reaproveitamento agrícola da matéria orgânica, reciclagem de nutrientes para o solo, etc.

Os lodos de curtume geralmente apresentam em sua constituição, alguns elementos químicos tóxicos. A utilização do composto de lodo de curtume, com presença de substâncias tóxicas, como adubo deve ser precedida de um estudo das características físico-químicas do solo, pois, o destino e a especiação de cada elemento dependem da quantidade de matéria orgânica presente nesse solo e do tipo de planta e/ou sistemas biológicos que aí existam. Os elementos tóxicos podem, por exemplo, ficar retidos no solo, serem absorvidos pelas plantas e outros organismos ou, se solúveis, serem lixiviados, contaminando os cursos de água e infiltrando no solo, contaminando as águas subterrâneas (Schalch & Rezende, 1991).

O uso agrícola de composto de lodo de curtume implica em conhecer o seu grau de estabilidade, bem como o seu conteúdo químico e as formas dos componentes presentes, especialmente dos metais pesados, uma vez que esses elementos não são biodegradáveis e se tornam tóxicos em algumas concentrações (Haroun et al., 2009).

Outro fator que deve ser levado em consideração é o efeito da adição do composto feito com esses resíduos no solo, observando as alterações nas propriedades físicas e químicas e também sobre os processos microbiológicos, uma vez que estas alterações interferem nos processos bioquímicos essenciais à manutenção da qualidade do solo; sendo necessária a

realização de estudos para verificar o seu efeito sobre essas propriedades. Dentre os métodos de análise da qualidade do solo, podemos citar a quantificação de indicadores biológicos, uma vez que são considerados preditores sensíveis aos efeitos provocados por adição de resíduos no solo.

3. Indicadores biológicos do solo

O solo é um sistema complexo composto de cinco principais componentes: água, ar, material mineral, matéria orgânica e organismos que interagem entre si, cuja variação de um deles pode ocasionar alterações nos demais (Alexander, 1977). A fração biológica é um dos principais componentes do solo, sendo composto por pequenos animais (mesofauna) e microrganismos (microfauna e microflora). Os componentes mais numerosos da fração biológica do solo são os microrganismos e as transformações que eles promovem exercem efeitos diretos e indiretos na produtividade e na qualidade dos produtos agrícolas (Leite et al., 2006).

Nesse sentido os microrganismos do solo são uma fração importante e responsável pela manutenção das funções do solo, sendo também responsáveis pela manutenção de sua qualidade.

Devido à sua importância, muitas tentativas de definição da qualidade do solo estão descritas na literatura. Doran & Parkin (1994) sugeriram que a qualidade do solo deve ser definida como sendo “a capacidade de um dado solo, em funcionar no ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde do animal e da planta.

A qualidade do solo é mensurada através do uso de indicadores. Indicadores são atributos que medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema. Os indicadores de qualidade do solo podem ser classificados como físicos,

químicos e biológicos. Dentre os indicadores biológicos relacionar: a biomassa microbiana que tem relação com a atividade microbiana e a reposição de nutrientes; a respiração do solo, relacionada à atividade microbiana; a fixação biológica do nitrogênio relacionada ao suprimento de nitrogênio às plantas e a atividade enzimática que possui relação com a atividade microbiana e catalítica do solo (Araújo & Monteiro, 2007).

O solo é um ambiente complexo, onde os microrganismos desempenham um papel crucial na ciclagem de nutrientes e degradação de diferentes poluentes (por exemplo, inseticidas e resíduos industriais) contribuindo para a manutenção da qualidade do solo (Araújo et al., 2003; Araújo & Monteiro, 2006).

Adicionalmente os microrganismos do solo desenvolvem outras importantes funções, como as associações simbióticas com as raízes, ação antagônica a patógenos, influência no intemperismo e solubilização de minerais e, contribuem na estrutura e agregação do solo (Sparling, 1997). O papel das frações microbiana no processo de mediação do solo, e sua taxa relativamente alta no volume de processos, sugerem que a fração microbiana pode ser indicador sensível e preditor precoce da mudança de processos de matéria orgânica do solo (Powlson et al., 1987).

O uso dos parâmetros microbiológicos como indicadores da poluição do solo tem sido recomendado devido ao contato íntimo estabelecido entre os microrganismos e os microambientes do solo. Segundo Domsch et al. (1983), é importante considerar, em primeira instância, os efeitos do estresse ao qual as comunidades microbianas são naturalmente submetidas, incluindo as flutuações de temperatura, os extremos de potencial hídrico, os extremos de pH, distúrbios físicos do solo, mudanças nas trocas gasosas, decréscimo no suprimento de nutrientes, entre outros. Qualquer alteração em um ou mais desses fatores pode afetar os microrganismos do solo.

Estudos recentes têm revelado efeitos tóxicos significativos de metais pesados, em concentrações próximas dos limites estabelecidos, sobre a população microbiana do solo e em seus processos (Brookes, 1995). As populações microbianas do solo sofrem acentuada influência do ambiente, podendo os microrganismos ou seus processos ser inibidos em até 100% por diversos fatores estressantes, como por exemplo, a deposição de elementos tóxicos como alguns metais pesados em altas concentrações (Siqueira et al., 1994).

Atividades microbiológicas tais como respiração, fixação biológica do nitrogênio, mineralização de compostos orgânicos, atividade enzimática e biomassa microbiana do solo podem ser quantificadas através de técnicas bastante conhecidas. Combinando atividade microbiológica e estimativa do número de microrganismos, obtêm-se indicadores mais sensíveis da poluição do solo do que aqueles que seriam obtidos através de um único parâmetro (Brookes, 1995).

3.1 Biomassa microbiana

A biomassa microbiana é definida como o componente vivo da matéria orgânica do solo excluindo-se a macrofauna e as raízes das plantas (Jenkinson & Ladd, 1981). A biomassa microbiana é um dos componentes que controlam funções chaves no solo, como a decomposição e o acúmulo de matéria orgânica, ou transformações envolvendo os nutrientes minerais. Representa, ainda, uma reserva considerável de nutrientes, os quais são continuamente assimilados durante os ciclos de crescimento dos diferentes organismos que compõem o ecossistema (Araújo & Monteiro, 2007). Consequentemente, os solos que mantêm um alto conteúdo de biomassa são capazes não somente de estocar, mas também de ciclar mais nutrientes no sistema (Gregorich et al., 1994)

A biomassa microbiana do solo compreende todos os organismos do solo com um volume inferior a cerca de $5 \times 10^3 \text{ m}^3$, com exceção dos tecidos vivos da planta, e pode

assim ser considerada como a parte viva da matéria orgânica do solo (Brookes, 2001). A biomassa compreende cerca de 1 a 4% de matéria orgânica do solo, sendo um importante reservatório lábil de nutrientes essenciais, por exemplo, nitrogênio (N), fósforo (P) e sulfatos (S).

A atividade dos microrganismos que compõem a biomassa microbiana do solo, incluindo bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários e algas, resulta na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem geoquímica dos nutrientes, mediando a sua disponibilidade no solo (Santos, 2003).

O carbono da biomassa microbiana é um bom bioindicador de qualidade do solo, por representar a fração ativa e biodegradável da matéria orgânica (MO) e refletir tendências de mudanças que estão ocorrendo na mesma a médio e em longo prazo, nas frações de ciclagem mais lenta (Feigl et al., 1998).

Métodos típicos de determinação são por fumigação-incubação, fumigação-extração ou substrato induzida por métodos de respiração (Sparling & Ross, 1993). Outros métodos podem ser utilizados para estimativas de biomassa microbiana, como sistema Biolog™ (Biolog, Inc., Califórnia), éster de fosfolípidos ligados a análise de ácidos graxos (PLFA) (Zelles et al., 1992) e eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) método (Muller et al., 2002).

O nitrogênio é o nutriente mais exigido pelas plantas. Este elemento, porém, encontra-se quase totalmente complexado na forma orgânica (98%), dependendo da biomassa microbiana do solo (BMS), para a sua transformação e, conseqüente, absorção pelas plantas. A BMS representa a menor porcentagem de nitrogênio total (1 a 5%) do solo, mas é responsável pela reserva lábil e ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica, fluxo de energia (Jenkinson & Ladd, 1981) e é sensível às mudanças que ocorrem no solo sendo, portanto, uma boa indicadora de qualidade do solo (Jackson et al., 2003).

Isoladamente, a biomassa microbiana pouco reflete as alterações na qualidade do solo, apesar de ser um indicador precoce de intervenções antrópicas (Brookes, 1995). Entretanto, a biomassa microbiana associada ao conteúdo de matéria orgânica pode ser utilizada como índice para comparar a qualidade do solo sob diferentes manejos. Embora, a resposta da biomassa microbiana seja mais rápida, se comparado com o conteúdo de matéria orgânica (Jenkinson & Ladd, 1981).

Atualmente, considerando a importância dos indicadores biológicos para os processos que ocorrem no solo, verifica-se que estudos a respeito da quantidade e atividade da biomassa microbiana podem fornecer subsídios para o planejamento correto do manejo do solo.

3.2. Atividade microbiana

A respiração do solo é definida como a soma total de todas as funções metabólicas nas quais o CO₂ é produzido e possui estreita relação com as condições abióticas do solo, entre elas a umidade, temperatura e aeração. As bactérias e os fungos são os principais responsáveis pela liberação de CO₂ via degradação da matéria orgânica (Silva et al., 2007).

A respiração ocupa uma posição chave no ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres. A avaliação da respiração do solo é a técnica mais freqüente para quantificar a atividade microbiana, sendo positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica e com a biomassa microbiana (Alef, 1995). A disponibilidade de C no solo também tem sido descrita como fonte contribuidora para o aumento da respiração (Cattelan & Vidor, 1990).

A medida da respiração do solo é bastante variável e dependente, principalmente, da disponibilidade do substrato, umidade e temperatura (Brokes, 1995). Sua medição é considerada uma estimativa indireta da velocidade de decomposição da matéria orgânica ou de qualquer outro material adicionado ao solo (Severino et al., 2004).

Uma vez que a respiração microbiana é influenciada pela temperatura, umidade e disponibilidade de nutrientes do solo, o pré-tratamento e a padronização das amostras devem ser realizadas antes da avaliação da respiração. A respiração microbiana diminui com a profundidade do solo e correlaciona-se significativamente com o conteúdo de matéria orgânica e os outros indicadores biológicos. Existe variação na respiração microbiana nos diferentes sistemas de manejo do solo, sendo, este indicador altamente sensível aos efeitos de pesticidas e metais pesados (Araújo & Monteiro, 2006).

A respiração basal que é obtida pela medição do fluxo de CO_2 evoluído de uma amostra de solo, está relacionada diretamente com carbono do solo ou da biomassa microbiana (Santos, 2003).

A combinação das medidas da biomassa microbiana e respiração do solo fornecem a quantidade de CO_2 evoluída por unidade de biomassa, denominada quociente metabólico ou respiratório ($q\text{CO}_2$). O $q\text{CO}_2$ indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono disponível para biossíntese, sendo sensível indicador para estimar a atividade biológica e a qualidade do substrato (Saviozzi et al., 2002).

O uso do $q\text{CO}_2$ como uma medida de indicador de mudanças na qualidade do solo está baseado na teoria sobre a respiração da comunidade descrita por Odum (1985). Esta teoria descreve que o aumento na respiração da comunidade pode ser o primeiro sinal de estresse, uma vez que a reparação dos danos causados por distúrbios no solo requer desvio de energia do crescimento e reprodução para a manutenção celular. Portanto, durante um estresse na biomassa microbiana, haverá direcionamento de mais energia para a manutenção celular, em lugar do crescimento, de forma que uma proporção de carbono da biomassa será perdida como CO_2 .

3.3. Enzimas do solo

As enzimas são mediadoras do catabolismo biológico dos componentes orgânico e mineral do solo. A atividade enzimática do solo possui as características de: a) ser relacionada com a matéria orgânica, com as propriedades físicas e com a atividade e biomassa microbiana; b) ser um claro indicador de mudanças na qualidade do solo; c) envolver metodologias simplificadas (Dick, 1997). Além disso, a atividade enzimática pode ser utilizada como medida de atividade microbiana, produtividade e efeito de poluentes no solo.

A atividade enzimática no solo tem um papel importante por participar de catálise de inúmeras reações necessárias para o ciclo de vida de microrganismos no solo, para a decomposição de resíduos orgânicos no ciclo de nutrientes e na formação da matéria orgânica e estrutura do solo. As enzimas apresentam grande potencial como indicadoras da qualidade do solo por estas serem sensíveis às variações induzidas pelos fatores ambientais e de manejo, e os procedimentos de sua análise são relativamente simples e rápidos (Dick, 1994).

Todos os habitantes do solo produzem enzimas diferentes que ocorrem em diferentes vias metabólicas. Algumas enzimas são extracelulares, a fim de quebrar as moléculas grandes como amido, celulose, proteínas em moléculas pequenas como a glicose que pode ser absorvida. Outros são enzimas intracelulares. Uma célula bacteriana contém cerca de 1000 enzimas (Paul & Clark, 1989).

Quando os organismos do solo morrem e rompem a membrana da célula, ou quando ocorrem alterações na permeabilidade da membrana celular, as enzimas intracelulares são colocadas na matriz do solo e pode formar complexos com os colóides do solo (Dick et al., 1996). Enzimas adsorvidas ou entrelaçadas com constituintes húmicos estão protegidas contra a hidrólise por outras enzimas. A adsorção também torna os sítios catalíticos menos disponíveis (Longo & Melo, 2005).

As enzimas são proteínas e, conseqüentemente, sua estrutura é afetada por fatores como temperatura, pH, concentração de sais, elementos químicos e outros contaminantes. Considerando que os resíduos de lodo contêm em sua composição elementos tóxicos como metais pesados em diferentes concentrações, estes podem afetar o crescimento de organismos do solo e atividade enzimática do solo.

A atividade enzimática do solo tem sido considerada um indicador da qualidade do solo, pois controla o fornecimento de nutrientes às plantas e ao crescimento microbiano (Burn, 1978).

As desidrogenases são um grupo de enzimas incluídas na classe das oxidoreduções. Sua atividade é avaliada pela incubação de amostras de solo com 2, 3, 5 trifeniltetrazólio e medida da produção de triphenylformazan (Casida et al., 1964). Toluol não é utilizada no método, uma vez que destrói a atividade enzimática. Assim, a contribuição para a atividade observada pela proliferação de microorganismos é desconhecida, mas pode ser importante em ensaios onde os solos são alterados com substratos orgânicos (como lodo de esgoto e lodo de curtume) e incubados por 24 h.

Desidrogenases ativas são consideradas existentes em solos como parte integrante das células intactas e, atividades de desidrogenase são utilizadas para refletir a gama completa de atividades oxidativas da microflora do solo (Burn, 1978).

A hidrólise de diacetato de fluoresceína é catalisada por um grupo de enzimas, incluindo as lipases, proteases e esterases produzidas por bactérias e fungos, consideradas decompositores primárias da matéria orgânica. A hidrólise da FDA é considerada um bom indicador para estimar decompositores de matéria orgânica do solo e um bom indicador para a atividade heterotrófica no solo (Moreira & Siqueira, 2002).

Em uma larga escala, a hidrólise da FDA é considerada um bom índice para avaliar a atividade biológica do solo (Vepsäläinen et al., 2001). Swisher & Carroll (1980) demonstraram que a hidrólise da FDA é diretamente proporcional ao crescimento microbiano.

3.4. Fixação biológica do nitrogênio

O nitrogênio (N) é um nutriente essencial, sendo requerido em grande quantidade para o crescimento das plantas. As fontes fornecedoras de N às plantas são o solo (mineralização da matéria orgânica), os fertilizantes e o processo de fixação biológica do nitrogênio atmosférico (N_2). A maior parte do N na natureza está na forma combinada (N_2), correspondendo a quase 80% do gás atmosférico, indisponível para a absorção vegetal (Leite et al., 2006).

A fixação biológica de nitrogênio (FBN) é o processo pelo qual o gás nitrogênio atmosférico (N_2) é convertido em amônia (NH_3) e torna-se posteriormente disponível para as plantas. Em contextos agrícolas, talvez 80% do N_2 fixado biologicamente vem de simbiose envolvendo leguminosas e bactérias da família *Rhizobiaceae*. A família *Rhizobiaceae* inclui atualmente seis gêneros: *Rhizobium*, *Sinorhizobium*, *Mesorhizobium*, *Allorhizobium*, *Azorhizobium* e *Bradyrhizobium*, que são referidos coletivamente como rizóbios (Vance, 1998). Eles têm a capacidade de infectar as raízes das leguminosas para a produção de nódulos. Existem formas diferenciadas de rizóbios no nódulo, chamados bacteróides, que convertem o nitrogênio atmosférico em amônia e exportam o nitrogênio fixado para a planta hospedeira (Long, 1989).

A FBN é de grande importância não só na produção de leguminosas, mas também no ciclo do nitrogênio global. Esse processo constitui a principal via de incorporação do N à biosfera, contribuindo com cerca de 65% do total ou 96% da fixação por processos naturais, e

é considerada, após a fotossíntese como o processo biológico mais importante para as plantas, sendo fundamental para a vida na Terra (Hungria & Campo, 2005).

Alguns fatores são capazes de afetar a FBN, entre eles citamos a temperatura e umidade. As bactérias fixadoras de N_2 sobrevivem ampla faixa de temperatura. Em regiões tropicais a faixa ótima para a nodulação e a fixação biológica de N encontra-se entre 25 e 32°C. Os extremos de temperatura são prejudiciais ao processo de nodulação; temperaturas baixas retardam o processo e em temperaturas altas os nódulos formados são ineficientes (Franco & Neves, 1992). Na falta de umidade adequada há uma diminuição na infecção dos pêlos absorventes pelo rizóbio, chegando a inibir completamente a produção de nódulos. Outros fatores que afetam a FBN são a acidez do solo, a disponibilidade de nutrientes e a adição de resíduos urbanos e industriais no solo.

A utilização desses resíduos como fonte de nutrientes para as plantas e condicionadores do solo constitui-se em uma alternativa viável na preservação da qualidade ambiental (Araújo, 2004). No entanto, podem trazer tanto benefícios como malefícios ao processo de fixação do nitrogênio, devendo ser utilizado de forma racional. Em trabalho realizado por Araújo et al. (2007) para verificar o efeito de um composto orgânico proveniente de lodo têxtil sobre a nodulação e fixação do nitrogênio em soja e feijão-caupi observou-se que a aplicação do composto na dose recomendada não trouxe efeitos negativos sobre a nodulação e a fixação do N, no entanto, em doses elevadas do composto ocorreu uma diminuição nas variáveis analisadas.

Em trabalho realizado por Teixeira et al. (2005), sobre o efeito do lodo de curtume sobre a nodulação do feijão-caupi, observaram que a aplicação da dose, do metal cromo presente no resíduo, recomendada (equivalente a 250 mg kg⁻¹ de Cr) não apresentou efeitos negativos sobre o processo de formação dos nódulos. Por outro lado o aumento na dose de aplicação do lodo prejudicou a nodulação.

A simbiose leguminosa - rizóbio é caracterizada pela alta especificidade do hospedeiro e da FBN. Os nódulos, fixadores de nitrogênio, são formados como consequência de uma série de interações entre rizóbios e plantas hospedeiras de leguminosas. O número de nódulos tem sido proposto como um indicador de poluição do solo com base na sensibilidade dos rizóbios a agrotóxicos, resíduos urbanos e industriais e metais pesados (Chaudri et al., 1993).

Estudos sugerem que leguminosas dependentes da fixação simbiótica do N podem ser sensíveis aos efeitos tóxicos dos metais pesados presentes nesses resíduos (Heckman et al., 1986; Reddy et al., 1983, Obbard, 2001; Chaudhary et al., 2004). A Fixação biológica do nitrogênio tem sido utilizada para avaliar o efeito do lodo no solo (Reddy et al., 1983; Kinkle et al., 1987; Angle et al., 1992; Abd-Alla et al., 1999; Vieira, 2001; Vieira et al., 2004). Os resultados são conflitantes sobre os efeitos do lodo na população de rizóbios do solo, na fixação de N e produção de leguminosas.

Alguns estudos têm revelado o efeito tóxico de metais pesados sobre a população microbiana do solo e seus processos. Processos como mineralização de materiais orgânicos, amonificação, fixação biológica de N₂, nitrificação, dentre outros, podem ser afetados diretamente pela contaminação com metais ou, indiretamente, pelos efeitos tóxicos desses metais sobre as plantas, causando decréscimo na quantidade de substratos liberados na região rizosférica. Os efeitos desses elementos dependerão, entretanto, das características do solo, da especiação e concentração do metal e do número de metais contaminantes e suas interações (Brookes, 1995).

4. Efeito do composto de lodo de curtume sobre os indicadores biológicos

A atividade biológica, além de indicador da qualidade do solo, juntamente com a vegetação, atua como um filtro biológico de grande importância no processo de reciclagem de resíduos, podendo trazer benefícios ao solo, sem riscos de contaminação ao ambiente (Siqueira et al., 1994). No entanto, a microbiota do solo possui uma capacidade limitada para mineralizar esses resíduos, de forma que sua aplicação excessiva é capaz de poluir o solo (Lambais, 1992).

O conhecimento dos efeitos destes resíduos no ambiente do solo é essencial quando se considera, por exemplo, a conservação da qualidade do solo. Nos últimos anos, os parâmetros microbiológicos do solo, como a atividade microbiana e a biomassa, fixadores de N₂ e enzimas do solo foram observados como indicadores precoces e sensíveis de estresse do solo e podem ser usados para prever as tendências de longo prazo na qualidade do solo (Saviozzi et al. , 2002).

Segundo trabalho realizado por Passianoto et al. (2001) avaliando-se o efeito de dois tipos de lodo de curtume sobre a atividade e a biomassa microbiana observou-se que com o aumento das doses (20, 40 e 60 Mg ha⁻¹) houve um acréscimo na produção de CO₂, não ocorrendo em nenhuma das doses inibição do processo respiratório do solo, mesmo na dose mais elevada de lodo contendo cromo ao solo. O mesmo ocorreu com a biomassa microbiana, explicando-se o fato pelo aumento do carbono orgânico com a aplicação dos lodos, sendo que a presença do cromo não afetou a biomassa.

Segundo Richard (1992), os metais pesados não são biodegradados durante o processo de compostagem e podem se tornar mais concentrados devido às perdas de C e água do composto pela respiração microbiana. No entanto, Araújo & Monteiro (2006) relatam que esses elementos podem ser transformados, lixiviados com a água e serem absorvidos fazendo

parte de microrganismos. Estes autores mostraram uma redução no conteúdo e toxicidade dos elementos presentes no lodo têxtil após o processo de compostagem.

De qualquer forma, a aplicação de composto de lodo de curtume no solo pode promover mudanças na microbiota do solo, principalmente devido ao teor de elementos tóxicos como alguns metais pesados, havendo a necessidade de avaliar o efeito deste composto sobre os indicadores biológicos de qualidade do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABD-ALLA, H.M.; YAN, F.; SCHUBERT, S. Effects of sewage sludge application on nodulation, nitrogen fixation and plant growth of faba bean, soybean and lupin. **Journal of Applied Botany**, v.73, p. 69-75, 1999.

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

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 1977. 467p.

ANGLE, J.S.; MADARIAGA, G.M.; HEGER, E.A. Sewage sludge effects on growth and nitrogen fixation of soybean. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v.41, p. 231-239, 1992.

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

ARAÚJO, A.S.F. de. **A Compostagem do lodo têxtil e seu efeito sobre indicadores biológicos**. 2004. 89 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

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

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

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

BROOKES, P.C. The soil microbial biomass: concept, measurements and applications in soil ecosystem research. **Microbes and Environment**, v.16, p. 131-140, 2001.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p.261-279, 1995.

BUDZIALK, C.R.; MAIA, C.M.B.F.; MANGRICH, A.S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria curtumeira. **Quim. Nova**, v.27, n.3, p. 399-403, 2004.

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

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A.; RUMJANEK, V.M.; MORAES, A.A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e característica de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, p.1529-1538, 2001.

CARVALHO, P.C.T. Compostagem. In: TSUTIYA, M.T.; CAMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; ESPANOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. 2.ed. São Paulo: ABES, 2002. Cap.6. p.181-208.

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

CATTELAN, A.J.; VIDOR, C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Rev. Bras. de Ciência do Solo**. Campinas, v. 14, n. 2, p. 133-142, 1990.

CHAUDHARY, P.; DUDEJA, S.S.; KAPOOR, K.K. Effectivity of host-*Rhizobium leguminosarum* symbiosis in soils receiving sewage water containing heavy metals. **Microbiological Research**, v.159, p. 121-127, 2004.

CHAUDRI, A.M.; McGRATH, S.P.; GILLER, K.E.; RIETZ, E.; SAUERBECK, D.R. Enumeration of indigenous *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* in soils previously treated with metal-contaminated sewage sludge. **Soil Biology & Biochemistry**, v.25, p. 301-309, 1993.

CHILDS, G.M.F. **Efeitos de herbicidas na microbiota do solo em sistema fechado**. 2007. Tese (Doutorado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Jaboticabal.

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

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

DICK, R.P. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A.; ed. **Defining soil quality for a sustainable environment**: proceedings of a symposium . Madison: Soil Science Society of America, 1994. P. 107-124. (SSSA Special Publication, 35).

DICK, R.P.; BREAKWILL, D.; TURCO, R. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. Editors. **Handbook of methods for assessment of soil quality**. Madison: Soil Science Society American, 1996, 247-272.

DOMSCH, K.H.; JAGNOW, G.; ANDERSON, T.H. An ecological concept for the assessment of side effects of agrochemicals on soil microorganisms. **Residue Reviews**, v. 86, p. 65-105, 1983.

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

EPA, Guide for Industrial Waste Management. 2007.

FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Balanço de carbono e biomassa microbiana em solos da Amazônia. In: MELO, I.S.; AZEVEDO, J.L. (Eds). **Ecologia microbiana**. Jaguariúna: Embrapa-NPA, 1998. p.423-441.

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

FRANCO, A.A.; NEVES, M.C.P. Fatores limitantes a fixação biológica de nitrogênio. In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M.; NEVES, M.C.P. (Coord.). **Microbiologia do Solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 257-282.

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

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; MONREALL, C.M.; ELLERT, B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 74, n. 4, p. 367-385, 1994.

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

HECKMAN, J.R.; ANGLE, J.C.; CHANE, R.L. Soybean nodulation and nitrogen fixation on soil previously amended with sewage sludge. **Biology & Fertility of Soils**, v.2, p. 181-185, 1986.

- HUNGRIA, M.; CAMPO, R.J. Fixação biológica do nitrogênio em sistemas agrícolas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. **Anais...**Recife: SBCS: Embrapa Solos – UEP Recife: UFRPE, 2005. 1 CD-ROM.
- JACKSON, L.E.; CALDERON, F.J.; STEENWERTH, K.L.; SCOW, K.M.; ROLSTON, D.E. Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. **Geoderma**, v.114, p.305-317, 2003.
- JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD, J.N. (Eds.) **Soil Biochemistry**. New York: Marcel Dekker, p.415-471, 1981.
- KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E. J. Kihel. 1998, 171 p.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Ed. Ceres, 1985, 492p.
- KINKLE, B.K.; ANGLE, J.S.; KEYSER, H.H. Long-Term Effects of Metal-Rich Sewage Sludge Application on Soil Populations of *Bradyrhizobium japonicum*. **Applied Environmental Microbiology**, v.53, p. 315-319, 1987.
- LAMBAIS, M. R. Poluição orgânica e seu controle. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 91-104.
- LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; ARAÚJO, A.S.F. **Tópicos em manejo e fertilidade do solo com ênfase no Meio-Norte do Brasil**. 1 ed. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2006. 218p.
- LONG, S.R. *Rhizobium*–legume nodulation: life together in the underground. **Cell**, v.56, p. 203–214,1989.

LONGO, R.M.; MELO, W.J. Hidrólise da uréia em latossolos: efeito da concentração da uréia, temperatura, pH, armazenamento e tempo de incubação. **Rev. Bras. Ciência do Solo**, v.29, p. 651-657, 2005.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. 1st edition. Lavras: UFLA, 2002. 626p.

MÜLLER, M.M.L.; CECCON, G. & ROSOLEM, C.A. Influência da compactação do solo em subsuperfície sobre o crescimento aéreo e radicular de plantas de adubação verde de inverno. **Rev. Bras. Ciência do Solo**, v.25, p. 531-538, 2001.

OBBARD, J.P. Ecotoxicological assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils. **Applied Geochemistry**, v.16, p. 1405–1411, 2001.

ODUM, E.P. Trends expected in stressed ecosystems. **Bioscience**, v.35, p.419-422, 1985.

PASSIANOTO, C. C; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; LIMA, A. C. R.; LIMA, C. L. R. Atividade e biomassa microbiana no solo com aplicação de dois diferentes lodos de curtume. **Rev. Bras. Agrociência**, v.7, n 2, p. 125-130, 2001.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. Soil Microbiology and Biochemistry. 2nd edition. **Academic Press**, London, 1989. 340p.

POWLSON, D.S.; BROOKES, P.C. & CHRISTENSEN, B.T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biol. Biochem.**, v.19, p. 159-164, 1987.

PRIESTLY, A.T. Report on Sewage Sludge Treatment and Disposal-Environmental Programs and Research Needs from an Australian Perspective. **CSIRO, Division of chemicals and Polymers**. 1991. p. 1-44.

REDDY, G.B.; CHENG, C.N.; DUNN, S.J. Survival of *Rhizobium japonicum* in soil-sludge environment. **Soil Biology & Biochemistry**, v.15, p. 343-345, 1983.

RICHARD, T.L. Municipal solid waste composting: physical and biological processing. **Biomass & Bioenergy**. v.33, p. 163-180, 1992.

SANTOS, V.B. **Matéria orgânica e Biomassa microbiana de um Planossolo sob diferentes sistemas de manejo**. 2003. 57f. Dissertação (Mestrado em Solos). Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

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

SCHALCH, V., REZENDE, M.O.O. **O processo de compostagem do lixo e sua relação com a qualidade de adubo formado**. BIO; out/dez: 44-47. 1991.

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

SILVA, E.E. da; AZEVEDO, P.H.S. de; DE-POLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007. 4 p. (Embrapa Agrobiologia. Comunicado Técnico, 99).

SILVA, C. M. M. S.; FAY, E. F.; VIEIRA, R. F. Efeito dos fungicidas metalaxil e fenarimol na microbiota do solo. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e meio ambiente**, n.15, v.93, p. 104, 2005.

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

SPARLING, G.P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst, C.; Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R., (eds.) **Biological indicators of soil Health**. Cambridge, CAB International, p.97-120, 1997.

SPARLING, G.P.; ROSS, D.J. Biochemical methods to estimate soil microbial biomass: Current developments and applications. In: MULONGOY, K. & MERCKX, R., eds. **Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture**. Chichester, Wiley, 1993. p. 21-37.

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

TEIXEIRA, K.R.G.; GONÇALVES FILHO, L.A.R.; CARVALHO, E.M.S.; ARAÚJO, A.S.F. de; SANTOS, V.B. **Efeito do lodo de curtume sobre a nodulação e a produção de matéria seca em caupi**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30. 2005, Recife: SBCS: Embrapa Solos-UEP Recife: UFRPE, 2005. 1 CD-ROM.

VANCE, C.P. Legume symbiotic nitrogen fixation: agronomic aspects. In: SPAINK, H.P. editor. **The Rhizobiaceae**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998, p.509-530.

VEPSÄLÄINEN, M.; KUKKONEN, S.; VESTBERG, M.; SIRVIÖ, H.; NIMEI, R.M. Application of soil enzyme activity test kit in a field experiment. **Soil Biology & Biochemistry**, v.33, p. 1665-1672, 2001.

VIEIRA, R. F. Sewage sludge effects on soybean growth and nitrogen fixation. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v. 34, p. 196-200, 2001.

VIEIRA, R.F.; TSAI, S.M.; TEIXEIRA, M.A. **Efeito do lodo de esgoto no crescimento e fixação simbiótica de N₂ em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.)**. Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 2004, 18p.

ZELLES, L.; BAI, Q.Y.; BECK, T.; BEESE, F. Signature fatty acids in phospholipids and lipopolysaccharides as indicators of microbial biomass and community structure in agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.24, p. 317-323, 1992.

CAPÍTULO I

(Artigo submetido à Biology and Fertility of Soils)

Tannery sludge compost amendment rates on microbial biomass and activity in Brazilian soils

Joseany A. Santos^a, Elzane F. L. Silva^b, Ademir S.F. Araújo^{a*}, Luís Alfredo Pinheiro Leal

Nunes^a, Wanderley J. Melo^b

^a Federal University of Piauí, Agricultural Science Center, Soil Quality Lab., Teresina, PI,
Brazil

^b São Paulo State University, UNESP, Faculty of Animal and Agricultural Sciences, FCAV,
Jaboticabal, SP, Brazil

Abstract

Composting is recognized as one of the most cost-effective and environmentally sound alternatives for organic waste recycling. Long-composted wastes have the potential to substitute for inorganic fertilizers. We investigated the effect of tannery sludge compost (TSC) amendment rates on soil microbial biomass and activity. The soils (Entisols and Ultisols) were amended with tannery sludge composted at rates of 0 (control), 7.5, 15, 30 and 60 t ha⁻¹ (equivalent to 0, 0.3, 0.6, 1.2 and 2.4 g per 100 g of soil, respectively), incubated at 28°C for 60 days, and sampled daily for microbial activity. An additional experiment, under the same conditions, was conducted to evaluate microbial biomass and fluorescein diacetate and dehydrogenase activities at 15, 30 and 60 days after incubation. The application of TSC

* Corresponding author. Tel.: +55-86-3215-5740; fax: +55-86-3215-5743. E-mail address: asfaruaj@yahoo.com.br (A.S.F. Araújo).

significantly increased the microbial biomass and activity. However, application of TSC decreased soil enzymes. The results of this study suggest that tannery sludge compost increased soil organic C, microbial biomass, and CO₂ production when it was amended at a low rate. However, addition of TSC-amended soils significantly inhibited FDA hydrolysis and dehydrogenase activity.

Keywords – waste management, soil microorganisms, soil quality, recycling.

1. Introduction

Tannery industries occupy an important place in the Brazilian economy, with assets of about 21 billion U.S. dollars and an annual release of more than 1 million tons of tannery sludge (Pacheco, 2009), 3% of which is solids (Silveira et al., 2002). In Brazil, there is no set method for tannery sludge disposal, and the common disposal method is landfilling. The high annual production of tannery sludge has created a series of economical, social and environmental problems.

The tannery sludge is usually high in organic matter, chemical nutrients and heavy metals, mainly chromium (Cr³⁺) (Castilho et al., 2002). The occurrence of metals (especially Cr, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni and Cd) in complex forms in tannery sludge is a serious concern due to the likelihood of food chain contamination and risk to human health (Gupta and Sinha, 2007). Tannery sludges, which are classified as hazardous, are frequently deposited above ground, representing a serious risk for soil, vegetation and groundwater. The safe disposal of sludge is one of the major environmental concerns worldwide.

Landfilling and land application of the sludge are suggested as the most commonly recommended disposal techniques (Singh and Agrawal, 2009, 2010). However, landfilling is not a suitable method because a large volume of soil is required to cover the waste to prevent the leaching of potentially toxic compounds (Chandra et al., 2008).

Additionally, landfilling is also becoming more expensive due to limited land mass, so industries must look for cheaper ways to dispose of their wastes. Therefore, it is necessary to find new methods for recycling and recovering organic waste as an alternative to landfilling (Ahlberg et al., 2006). Composting has long been recognized as one of the most cost-effective and environmentally sound alternatives for organic waste recycling (Araújo and Monteiro, 2006; Araújo et al., 2007). During composting, organic matter decomposes to produce carbon dioxide, water vapor, inorganic nutrients and stable organic material containing humic-like substances (Senesi, 1989). Additionally, composting can be applied to reduce pathogens and toxic organic compounds (Araújo and Monteiro, 2005). This method has been used to process sludge of different origins, such as sewage sludge and textile sludge (Bernal et al., 1998; Araújo and Monteiro, 2006; Araújo et al., 2007).

However, knowledge of the short-term effects of these wastes on soil microbial processes is important to maintain soil environmental quality. Microbial processes are important for soil fertility and plant growth. Microorganisms mineralize, oxidize, reduce and immobilize mineral as well as organic materials in soil (Kennedy and Doran, 2002). Any compound that alters the number or the activity of soil microorganisms can affect soil biochemical processes and ultimately influence soil fertility and plant growth (Munier-Lamy and Border, 2000).

Soil microbial biomass and activity are early and sensitive indicators of soil stress caused by wastes (Araújo and Monteiro, 2006). Microbial biomass is the living component of soil organic matter (SOM) (Jenkinson and Ladd, 1981). It has been suggested that microbial biomass could be a sensitive indicator of changes in soil processes (Chander and Brookes, 1993). Soil respiration is one the most valuable parameters for quantifying microbial activities in soil (Anderson and Domsch, 1990).

Moreover, enzyme activities can provide an indication of quantitative changes in SOM. Dehydrogenase and fluorescein diacetate hydrolysis (FDA) activity typically occur in all intact, viable microbial cells. As these enzymes are usually related to the presence of viable microorganisms and their oxidative capability (Trevors 1984) as well as soil microbial activity (Araújo et al. 2003), they are important to show the effect of tannery sludge compost on soil microbial activity.

In recent years, some studies have focused on the effect of sewage sludge (Bernal et al., 1998) and textile sludge (Bernal et al., 1998; Araújo and Monteiro, 2006; Araújo et al., 2007) composts on soil microbial biomass and activity. However, there are few studies about tannery sludge composted on soil microbial properties. Therefore, the aim of this research was to evaluate the effect of tannery sludge compost (TSC) amendment rates on soil microbial biomass and activity.

2. Material and methods

Tannery sludge was collected from the wastewater treatment plant of a tannery located at Teresina city, Piauí state, Brazil. The composting processes were carried out in our research facility using the Beltsville aerated-pile method (USDA, 1980) for 85 days. The size of each pile was 2 m long by 1 m wide by 1.5 m high. The piles were turned twice during the first and second week and once a week during the rest of the bio-oxidative phase. The bio-oxidative phase of composting was considered finished when the temperature of the pile was stable and near that of the surrounding atmosphere (30°C). This stage was reached after 55 days of composting, and then the turnings were stopped to allow the compost to mature over a period of 30 days. In both piles, the temperature increased quickly at the beginning of the process to high thermophilic values (70°C), which contribute to the hygiene of the end product due to pathogen, weed and seed reduction.

On day 85, 20 subsamples were randomly collected from each compost to produce a composite sample. The chemical characteristics of both composts were determined by the EPA 3051 method (USEPA, 1986) and are shown in Table 1.

Two different soil types were collected, from fields with low and high clay content soils, respectively. The low clay soil type was collected from the experimental station of Federal University of Piauí and classified as Entisols. The high clay soil type was collected from the experimental station of Embrapa Mid-North, Piauí, Brazil, and classified as a typical Ultisols. Soil samples were collected from the surface layer of the soil up to a depth of 10 cm. The soil sample was passed through a 2-mm sieve to remove large residue fragments. The principal characteristics of the soils are shown in Table 2.

The soils were amended with tannery sludge composted at rates of 0 (control), 7.5, 15, 30 and 60 t ha⁻¹ (equivalent to 0, 0.3, 0.6, 1.2 and 2.4 g per 100 g of soil, respectively).

The soil respiration was monitored in an aerobic incubation procedure over 60 days by measuring CO₂ evolved (Alef, 1995). Soil microbial biomass C (MBC) was determined according to Vance et al. (1987) with extraction of organic carbon (C) from fumigated and unfumigated soils by 1 M K₂SO₄. Organic C was measured using dichromate digestion, and an extraction efficiency coefficient of 0.38 was used to convert the difference in soluble C between the fumigated and the unfumigated soil in microbial C. The respiratory ($q\text{CO}_2$) was calculated as CO₂-C unit⁻¹ microbial biomass C day⁻¹ (Schnurer et al., 1985). FDA hydrolysis was measured according to the method of Schnurer and Rosswall (1982). Dehydrogenase activity was determined using the method described by Casida et al. (1964) and based on the spectrophotometric determination of triphenyl tetrazolium formazan released by 5 g of soil during 24 h at 35°C. The data were collected at 15, 30 and 60 days.

The results are the means of determinations made of four replicates. Data were compared through analysis of variance (ANOVA). The means were compared by using least significant difference values calculated at the 5% level.

Results

The chemical properties of TSC in this study are shown in Table 1. The compost was high in organic carbon, as well as nutrients and heavy metals.

As shown in Table 3, TSC amendment generally increased soil MBC. On the 15th day of incubation, a significant increase in the MBC content was observed in the soils treated with TSC. On the 30th day of incubation, a significant increase in the MBC content was found only by applying 7.5 t ha⁻¹ of TSC in the sandy soil. After the application of this rate, there was a decrease in MBC in soil treated with the compost. For clayey soil, TSC amendment promoted a decrease in soil MBC after application of TSC. At the end of incubation (60th day) lower values were observed for each treated soil compared with the start of incubation.

The application of TSC increased soil organic C content (Table 3) in both soils, showing the positive effect of compost on soil organic matter content. On the 15th day of incubation, basal respiration (CO₂) of the amended soil was significantly (P<0.05) greater than that of the unamended soil (Table 4). On the 30th day of incubation, the values of CO₂ in the sandy soil increased with the application of TSC. However, for the clayey soil, there was a decrease in these values. At the end of incubation, basal respiration decreased in both soils amended with the compost.

As shown in Table 4, on the 15th day of incubation, there were no significant differences (P< 0.05) in respiratory quotient ($q\text{CO}_2$) between the treatments. On the 30th day, there was an increase in $q\text{CO}_2$ in the sandy soil from the application of high rates of TSC. However, 60 days after incubation, the value remained similar to control soil.

We observed decreased FDA hydrolysis in both soils from the application of TSC at all rates (Table 5). However, the dehydrogenase activity was negatively affected by applying high rates of TSC.

Discussion

The concentrations of heavy metals were below the limits established by Brazilian legislation (CETESB, 1999). On the one hand, the Cr content was higher than the more restrictive maximum value allowed by Brazilian legislation for use in agricultural soil. In our experiment, the soil presented neutral pH (Table 2), at which Cr is insoluble as $\text{Cr}(\text{OH})_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ (Bartlett and James, 1988; Aquino Neto and Camargo, 2000).

One of the most commonly used parameters in soil biology is the microbial biomass (Araújo and Monteiro, 2006). Organic matter introduced to soil stimulates soil microbial populations (Brady and Weil, 1999). The significant increase in soil microbial biomass that we observed on the 15th day of incubation may have been due to the growth of soil microorganisms in response to the presence of readily available C and nutrients contained in the tannery sludge and raw material (straw and cattle manure) used in the composting process. These results are in agreement with the findings of Moreno et al. (1999) and Selivanovskaya et al. (2001) on soils amended with composted sewage sludge and those of Araújo and Monteiro (2006) with composted textile sludge. Increased soil microbial biomass was also reported when vermicompost or sewage sludge was added, where sewage enhanced soil microbial biomass by 8–28% (Hassan, 1996; Marinari et al., 2000).

On the 30th day of incubation, the results observed for sandy soil suggest that the decrease of MBC may be due to the high content of heavy metals added to the soil by applying high-rate TSC, once those heavy metals, in sandy soil, are more available. At the same time, the decrease of MBC in the clayey soil from applying composted tannery sludge

suggests a lack of availability of C and nutrient sources for microbial growth due the physicochemical properties of clays, like high adsorption capacity.

At the end of incubation, lower values were observed for each treated soil compared with the start of incubation, probably because the water-soluble C, which acts as an energy source for the microorganisms and contributes to their activity as well as biomass, is degraded in the first stage of mineralization (Pascual et al., 1997).

These results suggest no possible toxic effects of composted tannery sludge, applied at low rates, on soil microbial biomass. Although the composted tannery sludge contained additional quantities of metals, no decrease in the soil microbial biomass was found. Similar results were found by Araújo and Monteiro (2006) for composted textile sludge.

The increased SOC content was due to the high organic matter content in TSC (Table 1). These results are extremely important because our soils normally present low levels of organic matter content (Araújo et al., 2008). The high SOC is important for sustainability because of the influence of organic matter on the soil's physical, chemical and biological properties (Sparling et al., 1992). Therefore, the application of TSC can be an important strategy to increase the soil organic matter, mainly in soil with low organic matter content.

Soil respiration has been used to evaluate microbial activity in soil (Alef, 1995). On the 15th day of incubation, soil basal respiration values suggest that the soil microorganisms were stimulated by the C and nutrient sources released by TSC. On the 30th day of incubation, the results suggest that the sandy soil had higher availability of C sources than clayey soil, because of different properties of both soils. High availability of C sources favors soil microbial activity (Araújo and Monteiro, 2006). At the end of incubation, the decrease in soil respiration in both soils amended with composted tannery sludge can be related to the microbial consumption of easily biodegradable C during the incubation period (Moreno et al., 1999). Similar results were found by Martines et al. (2006), who evaluated soil respiration

after applying tannery sludge. The authors observed that soil microbial respiration was high in the first 20 days and decreased with the time.

The $q\text{CO}_2$ is a measure of the specific metabolic activity, which varies according to the composition and physiological state of the microbial biomass, the availability of nutrients, and various abiotic factors (Gonçalves et al. 2009). The initial increase in $q\text{CO}_2$ observed in soils amended with composted tannery sludge suggests a microbial stress due to compost application, with microbes utilizing more energy for cell maintenance (Anderson and Domsch, 1990). At the end of the incubation period, the results indicate a decrease in microbial stress, agreeing with observations by Selivanovskaya et al. (2001) and Araujo and Monteiro (2006) for composted sewage and textile sludge applied to the soil, respectively.

Enzyme activities respond immediately to changes in soil environment (Kandeler and Murer, 1993; Dodor and Tabatabai, 2003) because they are highly correlated with microbial biomass. Additionally, soil enzymes play a significant role in mediating biochemical transformations involving organic residue decomposition and nutrient cycling in soil (McLatchey and Reddy, 1998). This suggests that microbial activity, measured by enzymatic activity, was decreased by applying composted tannery sludge at high rates, probably due to the heavy metal content of this compost, which would conform to data reported by Barajas Aceves et al. (2007). According to that study, the decrease may be attributed either to a possible decrease in the level of microorganisms, in particular of the fraction introduced with the tannery sludge, which could be less competitive than the endogenous microorganisms, or to exhaustion of easily biodegradable organic matter introduced into the soil with waste. However, other studies have demonstrated that elevated concentrations of metals such as Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in various combinations decrease dehydrogenase activity (Obbard et al., 1994; Kamaludeen et al., 2003).

According to Aon and Colaneri (2001) soil enzymatic activity is generally influenced by: (i) microbial synthesis and release of extracellular enzymes and (ii) environmental conditions induced by changes to soil physicochemical properties. On this basis, our results show that the application of the composted tannery sludge changed the soil environmental conditions.

Conclusions

The results of this study suggest that tannery sludge compost increased soil organic C, microbial biomass, and CO₂ production when it was amended at 7.5 t ha⁻¹. However, adding tannery sludge compost-amended soils significantly inhibited FDA hydrolysis and dehydrogenase activity in all rates.

Further studies are necessary to evaluate the effect of this compost on soil microbial health in natural-environment experiments, including long periods of tannery sludge compost amendment, to observe the behavior of this waste on more parameters.

Acknowledgments

The authors are thankful to Curtume Europa for providing the tannery sludge used in the composting. This research was Funded by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq-Brazil). A.S.F Araújo and W.J. Melo are supported by a personal grant from CNPq-Brazil.

References

Aceves, M.B., Velásquez, R.O., Vázquez, R.R., 2007. Effects of Cr³⁺, Cr⁶⁺ and tannery sludge on C and N mineralization and microbial activity in semi-arid soils. *J. Haz. Mat.* 143, 522-531.

- Ahlberg, O., Gustafsson, P., Wedel, P., 2006. Leaching of metals from sewage sludge during one year and their relation to particle size. *Environ. Poll.* 144, 545-553.
- Alef, K., 1995. Estimation of soil respiration. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), *Methods in Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, New York, pp. 464–470.
- Anderson, J.M., Domsch, K.H., 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, 251–255.
- Aon M.A., Colaneri A.C., 2001. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil. *Appl. Soil Ecol.* 18, 255–270.
- Aquino Neto, V. Camargo, O. A., 2000. Crescimento e acúmulo de cromo em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. *Rev. Bras. Ci. Solo* 24, 225-235.
- Araújo A.S.F., Monteiro R.T.R., Abarkeli R.B., 2003. Effect of glyphosate on soil microbial activity of two Brazilian soils. *Chemosphere* 52, 799-804.
- Araújo, A.S.F., Monteiro, R.T.R., 2005. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. *Sci. Agric.* 62, 286-290.
- Araújo, A.S.F., Monteiro, R.T.R., 2006. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil plus untreated and composted textile sludge. *Chemosphere* 64, 1043-1046.
- Araújo, A.S.F., Monteiro, R.T.R., Carvalho, E.M.S., 2007. Effect of composted textile sludge on growth, nodulation and nitrogen fixation of soybean and cowpea. *Biores. Technol.* 97, 1028-1032.
- Bartlett, R. J., James, B. R., 1988. Mobility and bioavailability of chromium in soils. In: Nriagu, J. O.; Nieboer, E (ed.) *Chromium in the natural and human environments*. New York: J. Wiley & Sons, 1988. p. 267- 304.

- Bernal, M.P., Paredes, C., Sanchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Tech.* 63, 91-99.
- Casida, L.E.; Klein, D.A.; Santoro, T., 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Sci.* 98, 371-376.
- Castilhos, D.D., Tedesco, M.J., Vidor, C., 2002. Rendimentos de culturas e alterações químicas do solo tratado com resíduos de curtume e cromo hexavalente. *Rev. Bras. Ci. Solo* 26, 1083-1092.
- CETESB, 1999. Aplicação de biossólidos em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação. Norma P4230, São Paulo. 32p.
- Chander, K., Brookes, P.C., 1993. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1231–1239.
- Chandra, R., Yadav, S., Mohanb, D., 2008. Effect of distillery sludge on seed germination and growth parameters of green gram (*Phaseolus mungo* L.) *J. Haz. Mat.* 152, 431-439
- Dodor D.E., Tabatabai M.A., 2003. Amidohydrolases in soils as affected by cropping systems. *Appl. Soil Ecol.* 24, 73–90.
- G.P. Sparling, T.G. Shepherd, H.A. Kettles., 1992. Changes in soil organic C, microbial C and aggregate stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soil from the Manawatu region. *New Zeal. Soil Till.* 24, 225–241.
- Gupta, A.K., Sinha, S., 2007. Phytoextraction capacity of the plants growing on tannery sludge dumping sites. *Biores. Technol.* 98, 1788–1794.
- Schnurer, J., Clarholm, M., Rosswall, T., 1985. Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different organic matter contents, *Soil Biol. Biochem.* 17, 611–618.
- Jenkinson, D.S., Ladd, J.N., 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: Paul, E.A., Ladd, J.N. (Eds.), *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, New York, pp. 415–471.

- Kamaludeen, S.P.B., Megharaj, M., Naidu, R., Singleton, I., Juhasz, A.L., Hawke, B.G., Sethunathan, N., 2003. Microbial activity and phospholipid fatty acid pattern in long-term tannery waste-contaminated soil. *Ecotoxic. Environ. Safety* 56, 302-310.
- Kandeler E., Murer E., 1993. Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma* 56, 503-513.
- Martines, A.M.; Andrade, C.A.; Cardoso, E.J.B.N., 2006. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. *Pesq. Agropec. Bras.* 41, 1149-1155.
- Moreno, J.L., Hernandez, T., Garcia, C., 1999. Effects of cadmiumcontaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biol. Fert. Soils* 28, 230–237.
- Obbard, J.P., Sauerbeck, D., Jones, K.C., 1994. Dehydrogenase activity of the microbial biomass in soils from a field experiment amended with heavy metal contaminated sewage sludges. *Sci. Total Environ.* 142, 157–162.
- Beelen, P.V., Doelman, P., 1997. Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere* 34, 455–499.
- Pacheco, J.W.F., 2009. Curtumes. São Paulo: CETESB.
- Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, T., Ayuso, M., 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biol. Fert. Soils* 24, 429–434.
- Schnurer J., Rosswall T., 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil an litter. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1256–1261.
- Selivanovskaya, S.Y., Latypova, V.Z., Kiyamova, S.N., Alimova, F.K., 2001. Use of microbial parameters to assess treatments methods of municipal sewage sludge applied to grey forest soils of Tatarstan. *Agric. Ecosyst. Environ.* 86, 145–153.

Senesi, N., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *The Science of the Total Environment* 81/82, 521-542.

Silveira, I.C.T., Rosa, D., Monteggia, L.O., Romeiro, G.A., Bayer, E., Kutubuddin, M., 2002. Low temperature conversion of sludge and shavings from leather industry. *Water Sci. Technol* 46, 277–283.

Singh, R. P., Agrawal, M., 2010. Variations in heavy metal accumulation, growth and yield of rice plants grown at different sewage sludge amendment rates. *Ecotoxic. Environ. Safety*, (Online). doi:10.1016/j.ecoenv.2010.01.020.

Singh, R.P., Agrawal, M., 2009. Use of sewage sludge as fertilizer supplement for *Abelmoschus esculentus* plants: Physiological, biochemical and growth responses. *Intern. J. Environ. Waste Manag.* 3, 91-106.

Trevors J.T., 1984. Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O₂ concentration, temperature and pH on dehydrogenase activity in soil. *Plant Soil* 77, 285–293.

Table 1

Chemical properties of composted tannery sludge.

| Properties | TSC | Limits of heavy metal permitted¹ |
|--|------------|--|
| Humidity a 65°C (%) | 42.7 | - |
| C _{org} (g kg ⁻¹) | 187.58 | - |
| N (g kg ⁻¹) | 1.28 | - |
| P (g kg ⁻¹) | 4.02 | - |
| K (g kg ⁻¹) | 3.25 | - |
| Ca (g kg ⁻¹) | 95.33 | - |
| Mg (g kg ⁻¹) | 6.80 | - |
| S (g kg ⁻¹) | 9.39 | - |
| Cu (mg kg ⁻¹) | 17.83 | 4,300 |
| Fe (mg kg ⁻¹) | 5171.67 | - |
| Mn (mg kg ⁻¹) | 1848.73 | - |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 141.67 | 7,500 |
| Mo (mg kg ⁻¹) | 9.28 | - |
| Ni (mg kg ⁻¹) | 21.92 | 420 |
| Cd (mg kg ⁻¹) | 2.87 | 85 |
| Cr (mg kg ⁻¹) | 22,255.0 | 3,000 |
| Pb (mg kg ⁻¹) | 42.67 | 75 |

¹ CETESB (1999).

Table 2

Physical and chemical properties of soils.

| Properties | Sandy soil | Clayey soil |
|-------------------------------|-------------------|--------------------|
| Sand (%) | 61.3 | 18.4 |
| Silt (%) | 28.5 | 31.2 |
| Clay (%) | 10.2 | 50.4 |
| pH | 5.9 | 6.1 |
| P (mg kg ⁻¹) | 2.02 | 3.23 |
| K (mg kg ⁻¹) | 40.2 | 29.6 |
| Ca (cmolc kg ⁻¹) | 1.61 | 1.89 |
| Mg (cmolc kg ⁻¹) | 0.47 | 0.71 |
| Al (cmolc kg ⁻¹) | 0.01 | 0.05 |
| CEC (cmolc kg ⁻¹) | 3.52 | 4.85 |

Table 3

Changes in soil microbial biomass C (MBC, mg C kg⁻¹) and soil organic C (SOC, g kg⁻¹) in samples of unamended soil (control) and in samples after application of composted tannery sludge.

| Rate (t ha ⁻¹) | Time, day after composted tannery sludge application | | | | | |
|-------------------------------|--|---------|---------|-------------|---------|---------|
| | 15 | 30 | 60 | 15 | 30 | 60 |
| | Sandy soil | | | Clayey soil | | |
| | MBC | | | | | |
| 0 | 55.31 c | 26.10 c | 23.33 a | 159.3 b | 184.8 a | 138.9 a |
| 7.5 | 51.11 d | 76.68 a | 18.91 a | 185.3 b | 98.8 c | 148.9 a |
| 15 | 107.78 b | 24.68 c | 14.42 a | 130.4 b | 75.6 c | 147.0 a |
| 30 | 63.06 c | 24.58 c | 15.15 a | 278.9 a | 203.2 a | 140.6 a |
| 60 | 146.40 a | 69.02 b | 13.76 a | 184.8 b | 144.1 b | 169.2 a |
| | SOC | | | | | |
| 0 | 3.9 c | 3.5 b | 2.1 c | 6.6 b | 5.7 c | 2.1 c |
| 7.5 | 3.2 b | 3.3 b | 3.2 b | 6.9 b | 7.5 b | 3.2 b |
| 15 | 4.4 b | 4.2 a | 4.5 a | 7.3 b | 6.9 b | 4.5 a |
| 30 | 3.5 b | 4.8 a | 4.5 a | 7.5 b | 7.9 b | 4.5 a |
| 60 | 4.7 a | 4.3 a | 4.9 a | 9.5 a | 9.5 a | 4.9 a |

Table 4

Changes in soil respiration ($\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1}$) and respiratory quotient ($q\text{CO}_2$) in samples of unamended soil (control) and in samples after application of composted tannery sludge.

| Rate (t ha^{-1}) | Time, day after composted tannery sludge application | | | | | |
|--------------------------------|--|--------|--------|-------------|--------|--------|
| | 15 | 30 | 60 | 15 | 30 | 60 |
| | Sandy soil | | | Clayey soil | | |
| | Soil respiration | | | | | |
| 0 | 11.9 c | 21.0 c | 9.8 a | 34.5 c | 17.4 b | 8.9 a |
| 7.5 | 19.4 b | 35.5 b | 8.5 a | 29.8 c | 17.6 b | 13.6 a |
| 15 | 17.7 b | 34.8 b | 7.5 a | 29.1 c | 22.3 b | 14.9 a |
| 30 | 25.9 a | 43.5 a | 9.6 a | 45.6 b | 22.4 b | 24.1 a |
| 60 | 22.3 a | 45.4 a | 8.0 a | 66.0 a | 32.4 a | 17.2 a |
| | $q\text{CO}_2$ | | | | | |
| 0 | 0.22 a | 0.80 b | 0.14 b | 0.20 a | 0.70 a | 0.17 b |
| 7.5 | 0.17 a | 0.46 c | 0.45 a | 0.27 a | 0.56 a | 0.35 a |
| 15 | 0.17 a | 1.44 a | 0.56 a | 0.25 a | 0.84 a | 0.46 a |
| 30 | 0.21 a | 1.80 a | 0.64 a | 0.21 a | 0.80 a | 0.54 a |
| 60 | 0.15 a | 1.66 a | 0.60 a | 0.27 a | 0.76 a | 0.50 a |

Table 5.

Changes in FDA hydrolysis (FDA, $\mu\text{g FDA g}^{-1} \text{h}^{-1}$) and dehydrogenase activity (DHA, $\mu\text{g TTC g}^{-1} \text{h}^{-1}$) in samples of unamended soil (control) and in samples after application of tannery sludge compost.

| Rate (t ha ⁻¹) | Time, day after composted tannery sludge application | | | | | |
|-------------------------------|--|--------|--------|-------------|--------|--------|
| | 15 | 30 | 60 | 15 | 30 | 60 |
| | Sandy soil | | | Clayey soil | | |
| | FDA | | | | | |
| 0 | 16.9 a | 18.0 a | 25.1 a | 30.7 a | 31.7 a | 38.1 a |
| 7.5 | 12.4 b | 12.5 b | 17.7 b | 21.1 b | 20.0 b | 30.1 b |
| 15 | 10.3 b | 10.7 b | 14.3 b | 14.8 c | 19.5 b | 21.4 c |
| 30 | 8.9 b | 8.0 b | 15.0 b | 8.0 c | 16.7 b | 21.0 c |
| 60 | 9.1 b | 9.3 b | 11.1 c | 3.7 d | 18.7 b | 19.3 c |
| | DHA | | | | | |
| 0 | 3.5 a | 3.3 a | 3.1 b | 4.6 a | 4.0 a | 3.2 b |
| 7.5 | 3.1 a | 3.6 a | 3.6 a | 4.4 a | 4.3 a | 4.6 a |
| 15 | 3.0 a | 3.5 a | 3.6 a | 4.3 a | 4.2 a | 4.6 a |
| 30 | 2.7 b | 3.1 b | 3.4 a | 4.3 a | 3.6 b | 4.3 a |
| 60 | 2.3 b | 2.9 b | 3.4 a | 3.6 b | 3.0 b | 4.5 a |

CAPÍTULO II

(Capítulo submetido à *Environmental and Ecotoxicology Safety*)

Efeito do composto de lodo de curtume sobre as propriedades químicas do solo, fixação biológica do N₂ e desenvolvimento do feijão-caupi.

Joseany de Andrade Santos; Luís Alfredo Pinheiro Leal Nunes; Wanderley José de Melo;

Ademir Sérgio Ferreira de Araújo

Resumo: A compostagem de resíduos orgânicos a muito vem sendo utilizada e possui o importante papel de retornar ao solo os nutrientes essenciais presentes nesses resíduos. Objetivou-se com esse trabalho avaliar o efeito do composto de lodo de curtume (CLC) sobre as características químicas do solo, a nodulação, a fixação biológica do N₂ e o desenvolvimento do feijão-caupi. Dois solos (Neossolo e Argissolo) receberam aplicação de CLC em doses equivalentes a 0 (controle), 7,5, 15, 30 e 60 Mg ha⁻¹. As sementes de feijão-caupi (*Vigna unguiculata*) foram inoculadas com as estirpes BR-3262. A coleta das plantas foi realizada aos 30 e 45 dias após a emergência das plantas, respectivamente. Nestas coletas foram avaliados o número e a massa dos nódulos, a massa seca da parte aérea e raiz e o conteúdo de N na parte aérea, além da fertilidade do solo e o conteúdo de metais pesados. A aplicação das doses de CLC proporcionaram uma melhora na fertilidade do solo e pH nos dois solos avaliados. As maiores doses do CLC proporcionam um aumento no teor de metais pesados no solo. A aplicação do CLC promoveu o aumento da massa da parte aérea da planta em doses elevadas. No Neossolo, a massa nodular não mostrou diferença entre os tratamentos; já no Argissolo a aplicação das doses de CLC maiores que 7,5 Mg ha⁻¹ proporcionaram

diminuição dessa variável nos dois períodos avaliados, 30 e 45 dias. O acúmulo de N do feijão-caupi, mostrou efeitos significativos no Argissolo, sendo que as maiores doses proporcionaram maior acúmulo de N.

Palavras-chave – Resíduos, metais pesados, fixação biológica do N₂, reciclagem.

1. Introdução

O Brasil é o maior exportador mundial de couro, processando cerca de 42 milhões de peles por ano, das quais metade é exportada principalmente para a Itália, China e Hong Kong (Ropke & Mauch, 2006). Devido à grande procura desses produtos grandes volumes de resíduos orgânicos são gerados durante a sua produção pelo setor da indústria curtumeira. Anualmente são produzidos mais de um milhão de toneladas de lodo (Pacheco, 2009), apresentando 3% de sólidos totais (Silveira et al., 2002).

Há algum tempo vem sendo estudada a possibilidade da utilização desses resíduos na agricultura. Isto se deve especialmente a composição desses resíduos, que são ricos em nutrientes essenciais às plantas. No entanto, estes também apresentam elementos nocivos às mesmas, como os metais pesados (Araújo et al., 2006).

O lodo de curtume apresenta uma composição variável, e normalmente contém matéria orgânica elevada, N, P, K e micronutrientes. Alguns trabalhos mostraram a eficiência desses resíduos como fertilizantes e corretivos da acidez do solo (Konrad & Castilhos, 2002; Araújo et al., 2005). Entretanto, devido a sua composição, deve ser feito um monitoramento dos elementos nocivos em razão do risco de contaminação do solo (Araújo et al., 2008).

Devido a sua composição e ao risco associado com o uso agrícola direto do lodo, a compostagem vem sendo proposta como uma forma alternativa de tratamento (Araújo et al., 2005). Durante a compostagem os nutrientes presentes nesses resíduos são convertidos pela ação dos microrganismos em formas solúveis disponíveis para as plantas (Ndegwa &

Thompson, 2001). Além disso, pode também diminuir ou eliminar a toxicidade do resíduo (Araújo & Monteiro, 2005). Kaushik & Garg (2003) avaliaram a compostagem de lodo têxtil usando vermes e concluíram que os resíduos podem ser convertidos em um produto estabilizado para uso agrícola.

Alguns parâmetros podem ser utilizados para avaliar o efeito da aplicação desses resíduos no solo. Pode-se citar o seu efeito na atividade dos microrganismos, nas características físicas e químicas e sua influencia em processos importantes para algumas plantas, como por exemplo, a nodulação e a fixação biológica do nitrogênio.

A fixação biológica do nitrogênio (FBN) é um processo bioquímico que tem sido sugerido como importante medida dos efeitos das perturbações do solo (Viser & Parkinson, 1992). Brookes (1995) recomenda a medição de FBN como um indicador de estresse do solo resultante de poluentes. Wetzal & Werner (1995) relataram que a nodulação é um importante parâmetro relacionado aos efeitos tóxicos da poluição devido à aplicação do composto. A nodulação das plantas é um processo muito importante para as leguminosas, pois através da nodulação elas realizam o processo de FBN.

Os primeiros estudos sobre os efeitos de metais pesados na fixação de nitrogênio pelas leguminosas encontraram pouca evidência de que a fixação simbiótica de N_2 seja sensível à toxicidade de metais pesados (Obbard & Jones, 1993; Obbard et al., 1993). Chadri et al. (2000) em experimento de campo de longo prazo avaliando o efeito da aplicação de lodo de esgoto contaminado predominantemente com dois metais sobre espécies de rizóbios relataram uma diminuição em duas importantes espécies agronômicas de rizóbios.

O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de doses de lodo de curtume compostado, aplicado em dois solos da região: um Neossolo e um Argissolo, sobre as características químicas do solo, nodulação, fixação biológica do nitrogênio e o desenvolvimento do feijão-caupi.

2. Material e métodos

O trabalho foi executado em casa de vegetação e laboratório de qualidade do solo no Departamento de Engenharia Agrícola e Solos, Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Piauí, durante os anos de 2008 e 2009. O lodo de curtume foi obtido no Curtume Europa, localizado no município de Teresina, PI. A pilha de compostagem foi constituída de lodo de curtume misturado com bagaço de cana e esterco bovino na proporção de 1:1:3 (v:v:v). O bagaço de cana e o esterco bovino foram obtidos na Usina Comvap, no município de União, PI, e no Departamento de Zootecnia da UFPI, respectivamente. O processo de compostagem foi conduzido por 85 dias, utilizando-se o método de pilhas revolvidas (USDA, 1980).

O CLC foi utilizado no experimento de avaliação de crescimento, nodulação e fixação biológica de N₂ em feijão-caupi (*Vigna unguiculata*). Neste experimento foram utilizados dois solos, um arenoso (Neossolo) e argiloso (Argissolo). As doses de CLC utilizadas foram 0, 7,5, 15, 30 e 60 Mg ha⁻¹. As sementes de feijão-caupi (*Vigna unguiculata*) foram inoculadas com as estirpes BR-3262. A dosagem utilizada foi de 500 g de inoculante para 50 kg de sementes e a inoculação foi realizada com o umedecimento prévio das sementes com uma solução açucarada (10% p v⁻¹) na proporção de 6 mL kg⁻¹ de semente (Hungria et al., 2001). O plantio foi realizado utilizando-se seis sementes por saco e aos dez dias após a emergência (DAE) foi realizado o desbaste, deixando-se apenas uma planta por saco.

A coleta das plantas foi realizada aos 30 e 45 dias após a emergência das plantas. Nestas coletas foram avaliados o número e a massa dos nódulos, a massa seca da parte aérea e raiz, o conteúdo de N na parte aérea a fertilidade do solo e o conteúdo de metais pesados.

Os nódulos foram destacados, contados e colocados para secar em estufa a 65 °C por 72 horas, sendo em seguida determinada sua massa. Para determinação da produção de matéria seca, o material vegetal foi colocado em estufa com circulação forçada de ar à 65-70

°C até atingir massa constante. O N total foi determinado pelo método semi-microkjeldahl (Silva, 1981) e utilizado para se calcular o N acumulado na parte aérea (ANPA). O ANPA foi calculado, multiplicando-se sua massa pelo teor de N.

A fertilidade do solo foi avaliada segundo Nogueira & Sousa (2005). Os conteúdos de Cr, Cd, Ni, Pb e Cu foram determinados pelo método utilizado pela USEPA (1998), método 3050, e extraível pelo método DTPA-TEA (Lyndsay & Norwell, 1978).

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro repetições. Os resultados foram submetidos a ANOVA (teste F) e a comparação de médias pelo teste de Student-Newman-Keuls ($P > 0,05$). Os cálculos foram efetuados através do aplicativo estatístico “SAS” – System for Windows 95.

3. Resultados e discussão

Os dados relativos à composição química indicam que o CLC apresenta riqueza de nutrientes vegetais e relativas quantidades de alguns metais pesados (Tabela 1). Esta quantidade de nutrientes é importante para a promoção do crescimento das plantas e aumento na atividade dos microrganismos do solo.

Alloway (1990) relatou que o Cr é um elemento natural encontrado em rochas, solos e plantas. O alto conteúdo de Cr encontrado no CLC pode ser prejudicial às plantas. Entretanto, nas condições dos experimentos, as amostras do solo apresentaram o valores de pH próximo à neutralidade (Tabela 2), o que neste caso, torna o elemento insolubilizado no solo (Bartlett & James, 1988; Aquino Neto & Camargo, 2000).

Tabela 1. Características químicas do CLC utilizado nos experimentos

| Parâmetro | CLC | Limites permitidos de metais pesados¹ |
|--|------------|---|
| Umidade a 65°C (%) | 42,7 | - |
| C _{org} (g kg ⁻¹) | 187,5 | - |
| N (g kg ⁻¹) | 1,28 | - |
| P (g kg ⁻¹) | 4,02 | - |
| K (g kg ⁻¹) | 3,25 | - |
| Ca (g kg ⁻¹) | 95,33 | - |
| Mg (g kg ⁻¹) | 6,80 | - |
| S (g kg ⁻¹) | 9,39 | - |
| Cu (mg kg ⁻¹) | 17,8 | 4.300 |
| Fe (mg kg ⁻¹) | 5171,6 | - |
| Mn (mg kg ⁻¹) | 1848,7 | - |
| Zn (mg kg ⁻¹) | 141,67 | 7.500 |
| Mo (mg kg ⁻¹) | 9,28 | - |
| Ni (mg kg ⁻¹) | 21,92 | 420 |
| Cd (mg kg ⁻¹) | 2,87 | 85 |
| Cr (mg kg ⁻¹) | 22255,0 | 3.000 |
| Pb (mg kg ⁻¹) | 42,67 | 75 |

¹ CETESB (1999).

A Tabela 2 mostra os valores das propriedades químicas do solo, após a aplicação do CLC. Foram verificados aumentos nos valores de pH nos dois solos estudados em comparação ao tratamento controle. Resultado semelhante foi observado em Borges &

Coutinho (2004); Costa et al. (2001) e Ferreira et al. (2003) que relataram a eficiência do lodo de curtume na elevação do pH do solo. A elevação do pH pode ter sido causada pela liberação de amônia proveniente da decomposição de compostos orgânicos presentes no resíduo (Berton et al., 1989).

Tabela 2. Propriedades químicas do solo após aplicação do CLC.

| Dose (Mg ha ⁻¹) | pH | MOS (g kg ⁻¹) | P (mg kg ⁻¹) | K (mg kg ⁻¹) |
|-----------------------------|-------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Neossolo | | | | |
| 0 | 6.4 b | 4.8 c | 1.2 b | 7.1 c |
| 7,5 | 7.6 a | 5.7 a | 1.5 b | 7.9 c |
| 15 | 7.7 a | 5.8 a | 1.8 b | 7.7 c |
| 30 | 7.7 a | 6.1 a | 2.3 a | 10.8 b |
| 60 | 7.8 a | 6.3 a | 2.5 a | 14.1 a |
| Argissolo | | | | |
| 0 | 6.5 c | 4.6 c | 1.1 b | 7.5 b |
| 7,5 | 7.0 b | 5.5 b | 1.0 b | 7.6 b |
| 15 | 7.6 a | 5.8 b | 1.3 a | 7.6 b |
| 30 | 7.7 a | 5.7 b | 1.4 a | 13.2 a |
| 60 | 7.7 a | 6.2 a | 1.4 a | 13.9 a |

Médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Student-Newman-Keuls

Os conteúdos de matéria orgânica, P e K, também apresentaram maiores valores nos tratamentos com as maiores doses de CLC. Este aumento está relacionado à natureza do lodo de curtume que é rico em nutrientes (Araújo et al., 2005). Pastorini et al. (2000)

relataram a importância do fósforo na produção do feijoeiro, e que sua baixa disponibilidade no solo afeta negativamente o crescimento das plantas e sua produção.

De acordo com Ferreira et al. (2003), o lodo de curtume pode ser recomendada para aplicação no solo, pois as ações corretivas e o valor fertilizante do resíduo melhoram o fornecimento de nutrientes e conseqüentemente melhoram o crescimento das plantas.

Nas análises realizadas no Neossolo, os metais pesados estudados apresentaram-se em maiores concentrações nos tratamentos com maiores doses do CLC (Tabela 3). No Argissolo o Cr, Cd e Cu apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, sendo que as maiores concentrações foram encontradas na dose (60 Mg ha^{-1}) de CLC. O Ni e o Pb não apresentaram diferença entre os tratamentos. O maior acúmulo desses elementos nos solos com a aplicação das maiores doses deve-se a relativa presença dos mesmos no lodo de curtume utilizado no processo de compostagem.

No Neossolo a aplicação das doses 30 e 60 (Mg ha^{-1}) obtiveram os maiores valores de Cr ficando acima do nível máximo que pode estar presente no solo que é $100 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}$ (USEPA, 1974). No Argissolo a dose 60 (Mg ha^{-1}) foi a que obteve valor acima do permitido no solo. A elevada presença de Cr no CLC e conseqüentemente no solo deve-se ao fato deste ser um dos reagentes mais utilizáveis no processo de curtimento, porque além de reduzir o tempo do processo ainda produz um couro com maior resistência ao calor e ao desgaste (Oliveira, 2008).

Muitos estudos têm sido realizados sobre a avaliação de metais pesados em solos após aplicação de biossólidos (Haroun et al., 2009, Wani et al., 2007) . Alguns trabalhos sugerem que a especiação de cada metal no composto de lodo de curtume depende do estado químico inicial do curtume, mecanismos de adsorção e precipitação do lodo, o efeito de estabilização do material e o processo de humificação que ocorre durante a compostagem na forma química do metal (Haroun et al., 2009).

O processo de compostagem pode tanto concentrar como diluir os metais pesados presentes no lodo de curtume (Lazzari et al., 2000; Zorpar et al., 2003). No entanto, segundo (Haroun et al., 2007) a compostagem é um importante meio para eliminar a fração mais lábil dos metais, principalmente durante a fase de decomposição ativa. Em estudo de metais pesados e seu destino na compostagem do lodo de curtume observaram reduções notáveis nas concentrações dos metais pesados, Pb, Cr, Cd, Zn e Cu, apresentando reduções de 31,12%, 33,3%, 38,5%, 11,8% e 22,6% respectivamente desses metais no composto em comparação com o lodo “in natura” .

Tabela 3. Conteúdo de metais pesados (mg kg^{-1}) após aplicação do CLC.

| Dose (Mg ha^{-1}) | Cr | Cd | Cu | Ni | Pb |
|------------------------------|---------|---------|--------|---------|--------|
| Neossolo | | | | | |
| 0 | 2,1 e | 0,052 c | 1.46 b | 0,782 c | 17,5 b |
| 7,5 | 32,4 d | 0,068 c | 1.62 b | 0,912 b | 15,7 b |
| 15 | 89,8 c | 0,130 b | 1.53 b | 1,028 b | 20,4 a |
| 30 | 117,8 b | 0,138 b | 1.68 b | 1,150 a | 18,3 a |
| 60 | 162,0 a | 0,162 a | 2.31 a | 1,188 a | 18,8 a |
| Argissolo | | | | | |
| 0 | 2,3 e | 0,062 d | 1.44 b | 0,612 a | 16,5 a |
| 7,5 | 24,1 d | 0,074 c | 1.43 b | 0,754 a | 15,2 a |
| 15 | 54,2 c | 0,094 b | 1.22 b | 0,586 a | 13,6 a |
| 30 | 85,4 b | 0,096 b | 1.20 b | 0,368 a | 11,7 a |
| 60 | 148,4 a | 0,102 a | 1.79 a | 0,476 a | 15,6 a |

Médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Student-Newman-Keuls

A massa seca da parte aérea (MSPA) e das raízes (MSR) do feijão-caupi após a aplicação do composto de lodo de curtume estão representados na Tabela 4. Na avaliação aos 30 dias a MSPA e a MSR apresentaram valores semelhantes ao controle nos dois solos, não havendo diferenças significativas entre os tratamentos, o que mostra que aplicação do CLC, mesmo com quantidade significativa de metais pesados não afetou negativamente o desenvolvimento das plantas.

Araújo et al. (2007) avaliando o efeito do composto de lodo têxtil em plantas de soja e feijão observou que aos 36 (DAE) houve um efeito tóxico do composto sobre a massa seca da parte aérea e das raízes em plantas de soja.

Aos 45 dias a MSPA apresentou valores iguais nos tratamentos 0 e 60 Mg ha⁻¹ e menores que nos demais tratamentos, no solo arenoso. No Argissolo o tratamento com a maior dose (60 Mg ha⁻¹) apresentou maior valor, sendo seguido pela dose (30 Mg ha⁻¹). O resultado encontrado no solo argiloso deve-se provavelmente as características desse solo que apresentam alta CTC (capacidade de troca de cátions), apresentando uma reserva de nutrientes, sendo estes liberados gradualmente ao solo.

Aos 45 dias, provavelmente, os nutrientes contidos no composto de lodo de curtume encontravam-se mais disponíveis às plantas, melhorando assim, o seu desenvolvimento. Este resultado concorda com o obtido por Costa et al. (2001) que avaliaram o crescimento da soja após aplicação de lodo de curtume, Araújo et al. (2008) que obtiveram resposta significativa na massa seca do milho após aplicação de lodo de curtume e Araújo et al., (2006), em trabalho avaliando o desenvolvimento de Leucena.

A MSR não mostrou diferença nos tratamentos avaliados nos dois tipos de solo, o que mostra que o CLC não teve influencia sobre esse parâmetro.

Tabela 4. Massa seca da parte aérea (MSPA) de das raízes (MSR) (g planta^{-1}) do feijão-caupi após aplicação de composto de lodo de curtume.

| Dose (Mg ha^{-1}) | Dias após a aplicação | | | |
|---------------------------------|-----------------------|--------|-----------|---------|
| | Neossolo | | Argissolo | |
| | 30 | 45 | 30 | 45 |
| MSPA | | | | |
| 0 | 1.14 a | 1.70 c | 1.40 a | 1.53 b |
| 7.5 | 1.30 a | 4.71 a | 1.23 a | 1.92 b |
| 15 | 1.42 a | 3.93 a | 1.18 a | 2.08 b |
| 30 | 1.06 a | 3.60 a | 1.31 a | 2.28 ab |
| 60 | 1.28 a | 2.46 b | 1.64 a | 2.78 a |
| MSR | | | | |
| 0 | 0.30 a | 0.47 a | 0.22 a | 0.37 a |
| 7.5 | 0.29 a | 0.55 a | 0.25 a | 0.34 a |
| 15 | 0.33 a | 0.41 a | 0.31 a | 0.33 a |
| 30 | 0.24 a | 0.65 a | 0.30 a | 0.24 a |
| 60 | 0.32 a | 0.68 a | 0.27 a | 0.31 a |

Médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Student-Newman-Keuls

O número e a massa dos nódulos são indicadores usuais de nodulação (Ferreira & Castro, 1995). Não houve diferença no número de nódulos nos dois solos avaliados após a aplicação do CLC (Tabela 6). Resultado semelhante foi encontrado por Araújo et al., 2007.

Em relação a MSN, no Neossolo, não houve diferença aos 30 dias. Aos 45 os tratamentos com aplicação do CLC apresentaram valores semelhantes e maiores que o tratamento controle, esse aumento na massa dos nódulos nos tratamentos com o lodo

compostado indica um efeito benéfico do resíduo sobre a nodulação. Este efeito positivo pode ter sido devido ao conteúdo fósforo que contribui para o aumento do processo de nodulação, uma vez que solos arenosos são geralmente pobres em nutrientes. Além disso, os resultados indicam que não houve efeito negativo da presença de metais pesados sobre a formação dos nódulos.

Tabela 6. Número (NN) e massa dos nódulos (MSN) do feijão-caupi após aplicação de CLC.

| Dose (t ha ⁻¹) | Dias após a aplicação | | | |
|-------------------------------|-----------------------|---------|-----------|--------|
| | 30 | 45 | 30 | 45 |
| | Neossolo | | Argissolo | |
| | NN | | | |
| 0 | 14 a | 53 a | 15 a | 68 a |
| 7.5 | 24 a | 25 a | 25 a | 62 a |
| 15 | 17 a | 33 a | 10 a | 37 a |
| 30 | 28 a | 40 a | 18 a | 54 a |
| 60 | 14 a | 40 a | 12 a | 52 a |
| | MSN | | | |
| 0 | 26.9 a | 42.1 b | 30.3 b | 65.2 a |
| 7.5 | 30.4 a | 137.2 a | 39.1 a | 69.5 a |
| 15 | 30.1 a | 119.4 a | 5.1 c | 12.9 b |
| 30 | 27.3 a | 139.6 a | 3.4 c | 3.4 c |
| 60 | 19.9 a | 141.5 a | 6.0 c | 11.3 b |

Médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Student-Newman-Keuls

No Argissolo, os resultados foram diferentes. As doses superiores a $7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ apresentaram menor massa seca dos nódulos em relação aos outros tratamentos aos 30 e 45 dias. Resultado semelhante foi mostrado por Teixeira et al. (2006) que observaram em estudo com feijão-caupi, uma diminuição na nodulação pela aplicação de lodo de curtume em doses superiores a 23 Mg ha^{-1} .

Alguns estudos avaliando o efeito do lodo de esgoto na fixação biológica do nitrogênio não demonstraram efeitos negativos sobre a nodulação (Angle et al., 1992; Vieira, 2001; Vieira et al., 2004). Em um estudo para avaliar o efeito do lodo na fixação biológica de nitrogênio em soja, Vieira (2001) observou que o resíduo promoveu um efeito benéfico sobre a nodulação, no entanto, de acordo com o mesmo autor, a atenção deve ser dada às aplicações pesadas de lodo de esgoto aos solos, uma vez que pode afetar negativamente o *Bradyrhizobium* e, indiretamente, inibir a nodulação.

Araújo et al. (2007) avaliando a compostagem de lodo têxtil, observaram que o composto não apresentou prejuízo ao processo de nodulação pela soja e feijão-caupi. O mesmo foi encontrado por Araújo et al. (2006) em trabalho avaliando a aplicação do lodo de curtume em Leucena.

A Tabela 7 mostra o acúmulo de N do feijão-caupi após a aplicação de CLC nos dois solos estudados. No Neossolo, aos 30 dias, observou-se o aumento do N acumulado nos tratamentos com aplicação de CLC. Aos 45 dias ocorreu o contrário, sendo que o tratamento controle apresentou o maior valor de N. No Argissolo, aos 30 os valores foram estatisticamente iguais para os tratamentos com aplicação de CLC e maior que o tratamento controle. Aos 45 dias o tratamento com maior dose de CLC apresentou o maior acúmulo de N.

Segundo Araújo et al. (2008), em trabalho realizado para avaliar o desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação de lodo de curtume observaram que a aplicação do

lodo de curtume “in natura” promoveu um maior acúmulo de N e P na planta e melhor desenvolvimento do milho no primeiro cultivo; observaram ainda que o lodo de curtume compostado proporcionou menor acúmulo de nutrientes no milho quando comparado com o lodo “in natura”.

Tabela 7. Acumulação de N do feijão-caupi após aplicação de CLC.

| Dose (t ha ⁻¹) | Dias após a aplicação | | | |
|-------------------------------|-----------------------|--------|-----------|--------|
| | 30 | 45 | 30 | 45 |
| | Neossolo | | Argissolo | |
| | Acumulo de N | | | |
| 0 | 26.5 b | 32.0 a | 73.0 b | 66.0 c |
| 7.5 | 31.5 a | 28.2 b | 84.0 a | 72.8 b |
| 15 | 31.6 a | 28.3 b | 92.6 a | 76.0 b |
| 30 | 31.9 a | 29.2 b | 94.5 a | 76.8 b |
| 60 | 31.2 a | 29.7 b | 95.8 a | 83.9 a |

Médias seguidas da mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Student-Newman-Keuls

Conclusões

A aplicação das doses de CLC proporcionaram aumento na fertilidade do solo e no pH nos solos Argissolo e Neossolo avaliados.

As doses do CLC superiores a 7,5 Mg ha⁻¹ proporcionam um aumento no teor de Cr, Cd, Cr, Pb e Ni no solo.

A aplicação do CLC promoveu aumento na biomassa vegetal do feijão-caupi.

Agradecimentos

Os autores agradecem a "Curtume Europa" por fornecer o lodo de curtume utilizados na compostagem. Esta pesquisa foi financiada pelo "Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq-Brasil). Ademir Sérgio Ferreira de Araújo e Wanderley José de Melo agradecem ao CNPq pelas bolsas de produtividade de pesquisa.

Referências Bibliográficas

ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. Chromium and Nickle. Bickie and Son Ltd., John Wiley and Sons Inc., **Glasgow and London**, New York, p. 125–146, 1990.

ANGLE, J.S.; MADARIAGA, G.M.; HEGER, E.A. Sewage sludge effects on growth and nitrogen fixation of soybean. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v.41, p.231–239, 1992.

AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O.A. Crescimento e acúmulo de crômio em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl_3 e resíduos de curtume. **R. Bras. de Ci. Solo**, v.24, p.225-235, 2000.

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

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

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R.; & CARDOSO, P.F. 2005. Composto de lodo têxtil em plântulas de soja e trigo. **Pesq. Agropec. Bras.** v.40, p. 549-554.

ARAÚJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R.; CARVALHO, E.M.S.. Effect of composted textile sludge on growth, nodulation and nitrogen fixation of soybean and cowpea. **Bioresource Technology**, v.97, p. 1028-1032. 2007.

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

ARAÚJO, F.F. de; TIRITAN, C.S.; PEREIRA, H.M.; CAETANO JÚNIOR, O. Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação do lodo de curtume e fosforita. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.12, n.5, p.507–511, 2008.

BARTLETT, R. J.; JAMES, B. R. Mobility and bioavailability of chromium in soils. In: NRIAGU, J. O.; NIEBOER, E. **Chromium in the natural and human environments**. New York: J. Wiley & Sons, p. 267–304, 1988.

BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A. & VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **R. Bras. Ci. Solo**, v.13, p.187-192, 1989.

BIBI, M., HUSSAIN, M. Effect of copper and lead on photosynthesis and plant pigments in black gram (*Vigna mungo* L.). **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** v.74, p.1126–1133, 2005.

BORGES, M.R.; COUTINHO, E.L.M. Metais pesados do solo após a aplicação de biossólido. II – disponibilidade. **R. Bras. Ci. Solo**, v.28, p.557-568, 2004.

BROOKES, P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, v.19, p.261-279, 1995.

CETESB. **Aplicação de biossólidos em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**. Norma P4230, São Paulo. 32p. 1999.

CHAUDRI, A.M.; ALLAIN, C.M.G.; JEFFERSON, V.L.B.; NICHOLSON, F.A.; CHAMBERS, B.J.; McGRATH, S.P. A study of the impacts of Zn and Cu on two rhizobial species in soils of a long-term field experiment. **Plant Soil**. 221, 167–179. 2000.

COSTA, C. N.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; KONRAD, E. E.; PASSIANOTO, C. C.; RODRIGUES, C. G. Efeito de adição de lodo de curtume sobre as

alterações químicas do solo, rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja.

Revista Brasileira de Agrociência, Pelotas, v. 7, p. 189-191, 2001.

FAGERIA, N.K.; OLIVEIRA, I.P. de; DUTRA, L.G. **Deficiências nutricionais na cultura do feijoeiro e suas correções**. Goiânia: EMBRAPA-CNPAF, 1996. 40p. (EMBRAPA-CNPAF. Documentos, 65).

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. **R. Bras. de Ci. Solo**, Viçosa, v. 27, p. 755-763, 2003.

FERREIRA, E. M.; CASTRO, I. V. Nodulation and growth of subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.) in soils previously treated with sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1177-1183, 1995.

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

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.

HUNGRIA, M.; CAMPO, R.J.; MENDES, I.C. **Fixação biológica do nitrogênio na cultura da soja**. Londrina: **Embrapa Soja**, 48p. (Embrapa Soja. Circular Técnica, 35; Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 13). 2001.

KAPANEN, A.; ITÄVAARA, M. Ecotoxicity Tests for Compost Applications. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 49, p. 1-16, 2001.

KAUSHIK, P.; GARG, V.K. Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, v. 90, p. 311-316, 2003.

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

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

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

NDEGWA, P.M.; THOMPSON, S.A. Integrating composting and vermicomposting in Obbard, J.P., Jones, K.C., 1993. The effect of heavy metals on dinitrogen fixation by Rhizobium-white clover in a range of long-term sewage sludge amended and metal contaminated soils. **Environ. Pollut.** v. 79, p.105–112. 2001.

NOGUEIRA, A.R.A.; SOUZA, G.B. de. **Manual de laboratório: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005. 13p.

OBARD, J.P.; JONES, K.C. The use of the cotton-strip assay to assess cellulose decomposition in heavy metal-contaminated sewage sludge-amended soils. **Environmental Pollution**, v.81, p.173-178. 1993.

OBARD, J.P.; SAUERBECK, D.R.; JONES, K.C. Rhizobium leguminosarum bv. Trifolii in soils amended with heavy metal contaminated sewage sludges. **Soil Biol. Biochem.** v.22, p.227–23, 1993.

OLIVEIRA, R.C. **Contaminação do solo por alguns resíduos de curtume**. 2008. 137f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PACHECO, J.W.F. Curtumes. São Paulo: CETESB. , 2009.

PASTORINI, L.H.; BACARIN, M.A.; LOPES, N.F.; LIMA, M.G.S. Crescimento inicial de feijoeiro submetido a diferentes doses de fósforo em solução nutritiva. **Revista Ceres**, v.47, n.270, p.219-228, 2000.

ROPKE, C.R.V.; MAUCH, P.E. Competitividade das exportações brasileiras de couro. **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, 71

SILVEIRA, I.C.T.; ROSA, D.; MONTEGGIA, L.O.; ROMEIRO, G.A.; BAYER, E.; KUTUBUDDIN, M. Low temperature conversion of sludge and shavings from leather industry. **Water Science and Technology**, v.46, p.277–283. 2002.

TEIXEIRA, K.R.G.; GONÇALVES FILHO, L.A.R.; CARVALHO, E.M.S.; ARAÚJO, A.S.F.; SANTOS, V.B. Efeito do lodo de curtume sobre fertilidade do solo, nodulação e rendimento de matéria seca em caupi. **Ciênc. agrotec**, v.30, p.1071-1076. 2006.

USEPA. Development document for effluent limitations guidelines and new source performance standards for the leather tanning and finishing point source category. 1974. EPA-440/ 1-74-016-1.158p.

VIEIRA, R.F. Sewage sludge effects on soybean growth and nitrogen fixation. **Biology & Fertility of Soils**, v.34, p.196–200, 2001.

VIEIRA, R.F.; TSAI, S.M.; TEIXEIRA, M.A. Efeito do lodo de esgoto no crescimento e fixação simbiótica de N₂ em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.). Jaguariuna: Embrapa Meio Ambiente, **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 2004, 18p.

VISER, S.; PARKINSON, D. Soil biological criteria as indicator of soil quality: soil microorganisms. **American Journal of Alternative Agriculture**, New York, v. 7, p. 33–37, 1992.

WANI, P.A.; KHAN, M.S.; ZAIDI, A. Effect of metal tolerant plant growth promoting Bradyrhizobium sp. (vigna) on growth, symbiosis, seed yield and metal uptake by greengram plants. **Chemosphere**, v.70, p.36–45, 2007.

WETZEL, A.; WERNER, D. Ecotoxicological evaluation of contaminated soil using the legume root nodule symbiosis as effect parameters. **Environ. Toxicol**, v.10, p.127-133. 1995.

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.