

GUILHERME MALAFAIA PINTO

**APROVEITAMENTO DE LODO DE CURTUME E USO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DE ESGOTO DOMÉSTICO NA CULTURA DO MILHO
(*Zea mays* L.)**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração Solo e Água.

Orientador:

Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro

Co-orientador:

Prof. Dr. Fernando Godinho de Araújo

Goiânia, GO – Brasil
2015

GUILHERME MALAFAIA PINTO

**APROVEITAMENTO DE LODO DE CURTUME E USO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA DE ESGOTO DOMÉSTICO NA CULTURA DO MILHO
(*Zea mays* L.)**

Tese DEFENDIDA e APROVADA em 19 de janeiro de 2015, pela Banca Examinadora constituída pelos membros:

Prof^a. Dr^a. Eliana Paula Fernandes Brasil

EA/UFG

Prof. Dr. Jácomo Divino Borges

EA/UFG

Prof. Dr. Leandro Caixeta Salomão

IF Goiano

Prof. Dr. Marcus Vinícius Vieitas Ramos

IF Goiano

Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro

Orientador – EA/UFG

Prof. Dr. Fernando Godinho de Araújo

Co-orientador – IF Goiano

Goiânia, Goiás
Brasil

Dedico este trabalho aos meus filhos amados, *Gabriel e Maria Clara*; à minha esposa *Aline*, meu amor e minha companheira; à minha avó *Nilza* (*in memoriam*), que certamente se faz e se fará presente em toda a minha vida; e ao meu avô *Nilo*, por ter me ensinado que o conhecimento é uma de nossas maiores riquezas.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pelo seu amor imensurável e pelo seu cuidado todo especial em todas as etapas da minha vida.

Aos meus pais (*Sônia e Nilo Célio*), pelo apoio e incentivo aos estudos a mim dispensados, da graduação ao Doutorado e, principalmente, por terem me dado a vida. Agradeço também à minha querida irmã, *Leticia*, pela força, carinho, amor e palavras de incentivo.

Aos meus queridos avós paternos, *Nilo e Nilza* (“*in memoriam*”), por tudo que fizeram por mim, pelos esforços sem medida e por me ensinarem que tudo na vida é uma questão de vontade, trabalho árduo e determinação.

À minha amada esposa, *Aline*, pela paciência, carinho, amor, dedicação, por palavras de motivação e por ser meu alicerce, quando sempre precisei, assim como pelos lindos filhos que temos (*Maria Clara e Gabriel*), os quais são frutos do nosso amor e que foram minhas inspirações durante a realização deste trabalho. Serei eternamente grato a vocês!!!

À minha segunda família, *Dona Maria, Sr. Jonas, Júnior, Vanessa*, e à pequena *Sophia* (a caminho), pela acolhida, confiança, ajuda e incentivo.

Aos meus alunos de iniciação científica, que muito me ajudaram na realização deste trabalho, especialmente, *Ronaldo, Rodolfo, Caullius, Abraão, Dieferson, Bruna e Wellington*.

Ao meu amigo e co-orientador, *Fernando Godinho*, pelas valiosas ajudas, incentivo, apoio e, sobretudo, por não me deixar desanimar e desistir nos momentos mais difíceis. Agradeço também aos amigos *Ivandilson, Adriana, Fernanda, Ricardo, Débora, Walter, Pedro Luiz, Sue Ellen e André*, pela torcida, apoio, companheirismo e incentivo constante. Vocês foram e são muito importantes para mim!

Ao meu orientador, *Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro*, por ter aceitado me orientar, sem ao menos me conhecer, que acreditou em meu trabalho, confiou em mim e que se colocou à disposição para me ajudar em todas as etapas deste trabalho. Agradeço ao Senhor, de coração!

Ao Prof. *Dr. André Talvani*, pelo apoio de sempre, incentivo e inspiração. Suas ajudas, palavras e conselhos foram e serão sempre levados em consideração. Nunca esquecerei tudo que você fez por mim. Obrigado!

Ao *Prof. Dr. Anderson Rodrigo da Silva*, pelas valiosas ajudas nos testes estatísticos, e *Prof. Dr. José Antônio Rodrigues de Souza*, pela leitura deste trabalho e pelas enriquecedoras sugestões de melhoria.

Ao Instituto Federal Goiano – Câmpus Urutaí, pelo auxílio financeiro concedido à pesquisa, assim como ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão das bolsas de meus estudantes de iniciação científica, oportunizando a participação deles neste trabalho.

Por fim, agradeço a todos que, mesmo em sua mais breve passagem ou curta convivência me ofereceram sua contribuição, de qualquer natureza, para a realização deste trabalho. A vocês, o meu muito obrigado!

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| RESUMO GERAL | 8 |
| GENERAL ABSTRACT | 9 |
| 1 INTRODUÇÃO GERAL | 11 |
| 2 REVISÃO DA LITERATURA | 16 |
| 2.1 PROCESSAMENTO DA PELE BOVINA: CONSERVAÇÃO DAS PELES, OPERAÇÕES DE RIBEIRA E CURTIMENTO | 16 |
| 2.2 PRODUÇÃO DE RESÍDUOS DURANTE O PROCESSAMENTO DAS PELES E USO DE LODO DE CURTUME NA CULTURA DO MILHO . | 18 |
| 2.3 IRRIGAÇÃO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA | 21 |
| 2.4 VERMICOMPOSTAGEM | 23 |
| 3 PRODUÇÃO DO MILHO EM SOLO CONTENDO LODO DE CURTUME <i>IN NATURA</i> E IRRIGAGO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA | 28 |
| RESUMO | 28 |
| ABSTRACT | 28 |
| 3.1 INTRODUÇÃO | 29 |
| 3.2 MATERIAL E MÉTODOS | 31 |
| 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 36 |
| 3.4 CONCLUSÕES | 43 |
| 4 VERMICOMPOSTAGEM DE LODO DE CURTUME EM ASSOCIAÇÃO COM ESTERCO BOVINO UTILIZANDO <i>Eisenia foetida</i> | 44 |
| RESUMO | 44 |
| ABSTRACT | 44 |
| 4.1 INTRODUÇÃO | 45 |
| 4.2 MATERIAL E MÉTODOS | 47 |
| 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 50 |
| 4.4 CONCLUSÕES | 59 |
| 5 VERMICOMPOSTAGEM DE DIFERENTES TIPOS DE LODO DE CURTUME (CALEIRO E PRIMÁRIO) CODIPOSTOS COM ESTERCO BOVINO | 60 |
| RESUMO | 60 |
| ABSTRACT | 60 |
| 5.1 INTRODUÇÃO | 61 |
| 5.2 MATERIAL E MÉTODOS | 63 |
| 5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 67 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 5.4 | CONCLUSÕES | 79 |
| 6 | CULTIVO DE MILHO EM SOLO ACRESCIDO DE VERMICOMPOSTO DE LODO DE CURTUME E IRRIGADO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA | 80 |
| | RESUMO | 80 |
| | ABSTRACT | 81 |
| 6.1 | INTRODUÇÃO | 81 |
| 6.2 | MATERIAL E MÉTODOS | 83 |
| 6.3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 89 |
| 6.4 | CONCLUSÕES | 115 |
| 7 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 117 |
| 8 | REFERÊNCIAS | 119 |

RESUMO GERAL

PINTO, G. M. **Reaproveitamento de lodo de curtume e uso de água residuária de origem doméstica na cultura do milho (*Zea mays* L.)**. 2015. Tese (Doutorado em Agronomia: Solo e Água)–Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.¹

Neste estudo, foram desenvolvidos diferentes estudos, em condições de ambiente protegido, os quais, de um modo geral, visaram avaliar o reaproveitamento de lodos de curtume e reuso dessas águas na cultura do milho (*Zea mays* L.). No primeiro trabalho foram avaliadas as alterações químicas do solo e o rendimento do milho (cultivar BG 7049H) cultivado em um Plintossolo Háptico que recebeu 9 e 18 Mg.ha⁻¹ de lodo de curtume e irrigação com água residuária de origem doméstica. Observou-se que os tratamentos foram capazes de incrementar os valores de pH e as concentrações totais de P, K, Mg e Ca em relação aos valores iniciais do solo, melhorando a fertilidade do mesmo. Porém, a aplicação dessas doses, ainda que em conjunto com a irrigação com água residuária, não proporcionou o rendimento do milho equivalente àquele obtido com a adubação mineral. O segundo estudo avaliou a vermicompostagem de diferentes doses de lodo de curtume, codispostas com esterco bovino, como possível método de tratamento, visando o reaproveitamento desse resíduo, com potencialidade para uso agrícola. Os resultados demonstraram que em geral, os vermicompostos produzidos de *Eisenia foetida* apresentaram teores de diferentes nutrientes que favorecem o seu uso como condicionadores do solo. Por outro lado, embora a relação C/N tenha diminuído em todas os tratamentos, indicando o amadurecimento do substrato final, os valores observados ultrapassam o limite máximo permitido pela Instrução Normativa nº 025/2009 do MAPA, para fertilizantes orgânicos compostos, fato este que instigou o desenvolvimento do terceiro estudo desta tese. Assim, o terceiro trabalho objetivou aprofundar as investigações sobre a vermicompostagem de resíduos de curtume, usando dois diferentes tipos de lodos de curtume (caleiro e primário), também codispostos com esterco bovino. Ao final dos experimentos, foram produzidos vermicompostos com concentrações totais elevadas de N, P e K, bem como valores de pH e concentrações de N, C/N e COT que atendem aos limites mínimos estabelecidos pelo MAPA. Além disso, foi observado que as concentrações de Cu, Zn e Cr nos vermicompostos produzidos não extrapolam os limites estabelecidos pela resolução nº 375/2006 do Conama. No quarto estudo objetivou-se avaliar o cultivo do milho (cultivar LG 6036) em um Latossolo Vermelho Distrófico Típico irrigado com água residuária doméstica e acrescido de vermicompostos de lodo de curtume, produzidos no trabalho anterior. Neste último estudo, observou-se que, embora os tratamentos tenham proporcionado, no solo, condições satisfatórias para o desenvolvimento e rendimento da cultura, foi verificado muito pouco ou nenhum incremento nos valores de pH, CE, COT, Saturação por bases, MO, N, K, Cu e Fe, quando comparadas às suas concentrações identificadas inicialmente no solo de cultivo. Por outro lado, foi observado incremento nas concentrações de P, Ca, Mg, Mn e Zn, sobretudo, nos tratamentos que receberam irrigação com água residuária doméstica e/ou solo acrescido de vermicompostos de lodo de curtume. Nesse sentido, conclui-se que os vermicompostos de lodos de curtume (ao contrário das concentrações de lodo de curtume *in natura* usadas neste estudo), consorciados com a irrigação com água residuária doméstica, constituem

¹ Orientador: Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro. EA – UFG.

Co-orientador: Prof. Dr. Fernando Godinho de Araújo. IF Goiano.

importantes fontes de nutrientes para a cultura do milho. Contudo, sugere-se atenção quanto ao uso desses resíduos, visando à possibilidade de incremento de nutrientes nos solos, considerando que não foram observados incrementos significativos de todos os elementos avaliados nos solos de cultivo.

Palavras-chave: resíduos agroindustriais, efluente doméstico, vermicompostagem, agroecologia, agricultura.

GENERAL ABSTRACT

PINTO, G. M. **Reuse of tannery sludge and use of domestic wastewater in corn culture (*Zea mays* L.)**. 2015. Thesis (Doctorate in Agronomy: Soil and Water)–Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.²

In this study, we carried out several experiments under protected environmental conditions, which, as a whole, aimed at the assessment of tannery sludge reuse in corn culture (*Zea mays* L.). In the first study (cultivar BG 7049H), chemical changes and corn yield in Haplic Plinthosol were assessed. The soil received 9 and 18 Mg.ha⁻¹ of tannery sludge (*in natura*) and was irrigated with domestic wastewater. Such treatments helped increase pH values and total P, K, Mg and Ca concentrations in relation to initial values, thus improving soil fertility. However, the application of these doses, even if together with wastewater irrigation, did not provide a corn yield equivalent to that obtained with mineral fertilization. The second study involved vermicomposting of different tannery sludge doses with cattle dung. The potentiality of such treatment method in agriculture was assessed. The results showed that vermicomposts produced using *Eisenia foetida* presented different nutrient concentrations, favoring their use as soil conditioners. On the other hand, despite C/N ratios decreased in all treatments, indicating the maturation of the final substrate, the values observed exceeded the maximum limit established by MAPA's Normative Instruction # 025/2009 for compound organic fertilizers, fact that led to the development of the third study of this Ph.D. thesis. The objective of this study was to detail the investigations on vermicomposting of tanning residues, using two different types of tannery sludge (liming and primary), which were also mixed with cattle dung. At the end of the experiments, vermicomposts yielded high N, P and K total concentrations, as well as pH values and C/N ratios, and N and TOC concentrations that comply with the minimum limits established by MAPA. Besides, Cu, Zn and Cr concentrations in the produced vermicomposts did not exceed the limits established by Conama's resolution 375/2006. A fourth study followed, aiming at the analysis of a corn culture (cultivar LG 6036) in a typical Dystrophic Red Latosol (Oxisol), irrigated with domestic wastewater and adding tannery sludge vermicomposts produced in the previous study. Although the treatments promoted satisfactory soil conditions for the development and yield of corn, little or no increase in pH, EC, TOC, base saturation, OM, N, K, Cu and Fe concentrations were observed, when compared to concentrations initially identified in the soil. On the other hand, an increase in P, Ca, Mg, Mn and Zn concentrations was observed especially in the treatments that included irrigation with domestic wastewater and/or addition of tannery sludge vermicomposts. Thus, it is concluded that, contrarily to tannery sludge concentrations used *in natura*, tannery sludge vermicomposts plus irrigation with domestic wastewater constitute important nutrient sources for corn culture. However, we call attention to the use of these residues aiming at the possibility of increasing certain nutrients in soils, once no significant increase was observed for all elements assessed in the culture soils.

Keywords: agroindustrial waste, domestic effluent, vermicomposting, agroecology, farming.

² Adviser: Prof. Dr. Wilson Mozena Leandro. EA – UFG.

Co-adviser: Prof. Dr. Fernando Godinho de Araújo. IF Goiano.

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os processos industriais e atividades humanas, em geral, têm por consequência a geração de resíduos específicos, os quais são constituídos pelas mais diversas substâncias e que, de acordo com a natureza destas, podem ser potencialmente prejudiciais ao ambiente e à saúde humana (Kraemer, 2006). Conforme discutido por Silva et al. (2012), em oposição às comodidades da sociedade moderna, os problemas causados por esses resíduos constituem uma séria ameaça à qualidade de vida atual. Dentre os diversos tipos de resíduos gerados, citam-se aqueles produzidos por atividades industriais, como o processamento de pele bovina.

Detentor de um dos maiores rebanhos bovinos do mundo, o Brasil vem ocupando uma posição de destaque na produção mundial de couros, sendo o segundo maior produtor, e quarto maior exportador do mundo, respondendo por 13% da oferta internacional deste produto (Revista Pecuária Brasil, 2014). Segundo o Centro das Indústrias de Curtume do Brasil (CICB, 2014), só em maio de 2014, o Brasil exportou mais de US\$ 258 milhões em couro e peles, representando 1,3% das exportações do país. O Estado de Goiás, em particular, está entre os dez maiores estados produtores de gado de corte do Brasil (Segplan, 2012), o que leva a uma grande oferta de matéria-prima (pele bovina) para a atividade curtumeira.

Embora essa atividade gere lucros significativos, contribuindo para o desenvolvimento econômico e social do país, tem sido alvo de preocupações, principalmente em função da grande produção de resíduos/efluentes observada ao longo do beneficiamento do couro bovino. Conforme discutido por Godecke et al. (2012), o processo de curtimento do couro requer diversos processos mecânicos e químicos de tratamento que resultam em grandes quantidade de resíduos com altas concentrações de matéria orgânica e variados produtos químicos potencialmente tóxicos.

Essa problemática é intensificada, principalmente quando se constata que em muitas indústrias curtumeiras os resíduos/efluentes produzidos são descartados de forma incorreta ou acondicionados em “lixões”, aterros sanitários ou aterros industriais (localizados na própria propriedade da indústria), que em função do acúmulo e da

concentração de material potencialmente tóxico, apresentam alto risco de contaminação ambiental (Konrad & Castilhos, 2002; Pacheco, 2005; Pinheiro, 2005; Ganem, 2007; Godecke et al., 2012).

Conforme destacado por Batista & Alovisei (2010), o lodo de curtume, mesmo após o tratamento recebido em uma estação de tratamento, contém consideráveis cargas orgânicas e inorgânicas, como ácidos, fenóis, sulfatos, sulfetos e, principalmente, elementos tóxicos como o cromo, o qual é utilizado durante o processo de curtimento.

Nesse sentido, a relevância econômica da indústria curtumeira, conjugada com seu potencial poluidor, vem estimulando, sobretudo, nas últimas décadas, a realização de pesquisas que resultem em maior conhecimento sobre possíveis alternativas de descarte ou de reaproveitamento desses resíduos. Uma dessas alternativas refere-se ao uso agrônômico do lodo, principalmente pelas ações corretivas e fertilizantes que estes podem apresentar. Diferentes estudos têm avaliado a viabilidade da utilização do lodo de curtume *in natura* como integrante do substrato para o cultivo de espécies agrícolas, como milho (Konrad & Castilhos, 2002; Ferreira et al., 2003; Silva et al., 2005; Souza et al., 2005; Borges et al., 2007; Araújo et al., 2008), cana-de-açúcar (Batista & Alovisei, 2011), soja (Costa et al., 2001, Ferreira et al., 2003), feijão-caupi (Teixeira et al., 2006), bem como trigo, alface e rabanete (Castilhos et al., 2002). Esses estudos têm apontado para resultados agrônômicos promissores.

Outra alternativa para o reaproveitamento dos resíduos produzidos nas indústrias curtumeiras, é o uso do lodo após um processo de tratamento simplificado, ou vermicompostado. A vermicompostagem é realizada por uma simbiose entre minhocas e microrganismos que vivem em seu trato digestivo, dando origem a produtos que podem ser utilizados como condicionadores do solo. Conforme apontado por Vig et al. (2011), esse processo vem sendo considerado uma opção potencial na hierarquia da gestão integrada de resíduos sólidos, principalmente porque por meio deste, resíduos sólidos industriais podem ser transformados em compostos orgânicos nobres. O uso de lodo de curtume vermicompostado, em determinadas culturas, pode ser mais interessante do que o uso do lodo *in natura*, uma vez que o vermicomposto originado proporciona maior troca de cátions, maior retenção de umidade e, principalmente, mineralização mais lenta dos nutrientes (Aquino et al., 1992).

Problemática também importante refere-se à geração de água residuária de origem doméstica, principalmente diante do crescimento populacional observado nas

últimas décadas. Conforme discutido por Medeiros (2005), a maior preocupação tem sido relacionada ao comprometimento da qualidade ambiental, em especial à dos corpos hídricos, por servirem de depuradores desses resíduos líquidos que neles são lançados, em muitos casos, sem tratamento prévio adequado.

Dentre as tecnologias disponíveis para o destino final da águas residuárias de origem doméstica, destaca-se o método de disposição de água no solo para fins agrônômicos, cuja técnica vem sendo utilizada em diferentes países, principalmente em regiões áridas e semiáridas (Metcalf & Eddy, 1991). De acordo com Hespanhol (2003), as maiores vantagens do aproveitamento da água residuária doméstica estão relacionadas, principalmente, à conservação da água, à sua grande disponibilidade, à sua capacidade de possibilitar o aporte e a reciclagem de nutrientes (reduzindo, assim, a necessidade de fertilizantes químicos comerciais), além de concorrer para a preservação ambiental.

Dados interessantes do ponto de vista agrônômico têm sido observados em estudos sobre a irrigação de espécies agrícolas com água residuária doméstica (Medeiros et al., 2005; Medeiros et al., 2008; Alves et al., 2009a; Alves et al., 2009b; Nascimento et al., 2009; Costa et al., 2009; Simões et al., 2013). De acordo com Javarez-Jr et al. (2010), este tipo de água constitui uma fonte natural de nutrientes que pode proporcionar uma boa produtividade das culturas irrigadas, o que, segundo os autores, tem levado ao crescimento do seu uso em cultivos agrícolas. Estudos já demonstraram que o uso de água residuária doméstica na agricultura pode aumentar a produtividade agrícola em até 60% devido ao seu considerável conteúdo de N (tanto na forma orgânica, como mineral), Ca, Mg e P (Almeida et al., 2012; Ludwig et al., 2012).

Embora seja alta a potencialidade do uso de lodos de curtume e da irrigação com água residuária no cultivo agrícola, ainda é possível notar certa resistência em relação à prática de reciclagem desses resíduos na agricultura. Parte dessa resistência reside no fato de que ainda não existem informações sistematizadas concernentes aos efeitos do uso desses resíduos ou efluentes sobre atributos físico-químicos, químicos e físicos de diferentes classes de solo e sobre a produtividade de culturas. Em relação à vermicompostagem de lodos de curtume, por exemplo, os poucos estudos publicados sobre o assunto (Ravindran et al., 2008; Vig et al., 2011) são carentes de informações sobre a melhor proporção de esterco bovino a ser misturada a esses resíduos para a produção de um composto de boa qualidade agrônômica e principalmente sobre a qualidade do composto produzido, a qual deve atender às especificações e garantias mínimas e limites máximos para contaminantes e nutrientes,

segundo os critérios definidos pela Instrução Normativa nº 025/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

Especificamente em relação à cultura do milho, foco deste estudo, alguns trabalhos têm obtido resultados interessantes em relação ao uso do lodo de curtume *in natura* (Konrad & Castilhos, 2002; Tiritan et al., 2006; Araújo et al., 2008) e outros mostram vantagens em relação à irrigação da cultura com água residuária de origem doméstica (Simonete et al., 2003; Azevedo et al., 2007; Costa et al., 2012b; Pletsch, 2012). Apesar disso, alguns problemas relacionados, especialmente à utilização do lodo de curtume *in natura*, ainda não foram completamente elucidados. Um deles refere-se à necessidade de adubação química complementar de elementos como o P e K nas culturas desenvolvidas em substrato enriquecido com determinados tipos de lodo de curtume *in natura*, uma vez que os elevados teores de sais presentes nos mesmos podem reduzir o processo de assimilação dos nutrientes presentes no solo (Silva et al., 2005; Araújo et al., 2008). Além disso, muitos dos trabalhos que demonstraram efeitos benéficos do lodo de curtume *in natura* na cultura do milho, evidenciaram a necessidade da aplicação de concentrações elevadas para que seja alcançado alto rendimento. Nesse sentido, destaca-se certa dificuldade para a aplicação prática desses estudos, uma vez que, o transporte de grandes quantidades de lodo de curtume pelos produtores rurais (das indústrias curtumeiras até suas propriedades), pode inviabilizar economicamente a sua utilização, encarecendo os custos da produção ou não trazendo vantagens econômicas.

Um campo que ainda não foi investigado refere-se às possíveis alterações do solo e produtividade do milho decorrentes da adição de lodos de curtume *in natura* em consórcio com a irrigação com água residuária doméstica, partindo-se da hipótese de que este tipo de água pode servir como aporte de água e nutrientes e compensar a carência de elementos como o K, observada, normalmente, nos lodos de curtume *in natura*. Por outro lado, a vermicompostagem de diferentes tipos de lodos de curtume, com doses variadas de esterco bovino (um dos substratos orgânicos mais utilizados em vermicompostagem), bem como a utilização do vermicomposto produzido na cultura do milho irrigada com água residuária doméstica, emerge como interessante área a ser investigada.

Portanto, o presente trabalho buscou contribuir para o conhecimento dos aspectos relacionados ao aproveitamento de resíduos de curtume e uso de água residuária doméstica na agricultura, concorrendo diretamente para a preservação ambiental aliada à produção agrícola ambientalmente sustentável. Ao vermicompostar resíduos potencialmente

tóxicos, como os lodos de curtume, o presente estudo ainda constitui oportunidade para avaliar a viabilidade desta biotecnologia como alternativa de tratamento deste resíduo para posterior uso na agricultura, considerando a possibilidade, ainda, de agregar valor nutricional e econômico a esses resíduos.

Nesse sentido, o presente estudo, estruturado em quatro capítulos de resultados, elaborados em formato de artigos científicos, buscou alcançar os seguintes objetivos específicos:

- i) avaliar as alterações químicas de um Plintossolo e o rendimento do milho (*Zea mays* L.) resultante da aplicação de lodo de curtume *in natura* e irrigação com água residuária de origem doméstica (Capítulo 3);
- ii) avaliar a vermicompostagem do lodo de curtume misturado com esterco bovino, bem como avaliar a qualidade agronômica do composto produzido (Capítulo 4);
- iii) avaliar a vermicompostagem de diferentes tipos de lodo de curtume (tipo caleiro e primário), também misturados com esterco bovino, e avaliar a qualidade agronômica do composto produzido (Capítulo 5);
- iv) e por fim, avaliar o cultivo do milho em um Latossolo acrescido de vermicompostos de lodo de curtume, irrigado com água residuária doméstica (Capítulo 6).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 PROCESSAMENTO DA PELE BOVINA: CONSERVAÇÃO DAS PELES, OPERAÇÕES DE RIBEIRA E CURTIMENTO

Tido como um resíduo de grande potencial para uso agrônômico, o lodo de curtume é um dos produtos do processamento da pele bovina. Estudos têm relatado com detalhes as diversas etapas importantes para a transformação da pele bovina em matéria prima para a confecção de diferentes produtos (Claas & Maia, 1994; Hu et al., 2011; Godecke et al., 2012). De um modo geral, esses estudos apontam para três principais etapas adotadas no processamento das peles, sendo elas: conservação das peles, operação de ribeira e curtimento.

A etapa de conservação das peles, de acordo com Claas & Maia (1994), tem por finalidade interromper a decomposição da pele bovina, por meio de sua desidratação, evitando principalmente o desenvolvimento bacteriano. Para isso, normalmente aplica-se uma grande quantidade de cloreto de sódio (NaCl) sobre as peles, especialmente quando o tempo entre o abate dos animais e o processamento das peles é maior que 12 horas. Em geral, essa conservação inicial é realizada empilhando-se as peles, intercalando-se camadas de sal entre elas ou pode-se ter uma imersão das mesmas em salmouro, antes do seu empilhamento em camadas (Pacheco, 2005). Nessas condições, as peles podem ser armazenadas por meses até o seu processamento, podendo ainda ser transportadas por um tempo maior para longas distâncias. Nos curtumes, o local destinado ao estoque das peles salgadas é geralmente conhecido como “barraca”.

As fases das operações de ribeira têm por finalidade geral a limpeza e a eliminação das diferentes partes e substâncias das peles que não irão constituir produtos finais – os couros –, além de preparar sua matriz fibrosa para reagir adequadamente com produtos químicos em etapas subsequentes. Pacheco (2005) ressalta que, em geral, esta etapa compreende desde a fase de pré-remolho até o piquel, realizado antes do curtimento. A Tabela 2.1 descreve resumidamente cada uma das etapas das operações de ribeira.

Tabela 2.1. Breve descrição das **operações** de ribeira realizadas em indústrias curtumeiras

| Fases | Descrição |
|---------------------|---|
| Pré-remolho | Tem por finalidade a lavagem das peles, visando a retirada do sal e hidratação parcial. |
| Pré-descarne | Retiram-se, nesta fase, restos de gordura, carne ou fibras não aproveitáveis. O sebo pode ser considerado um produto constituído pelos resíduos resultantes dessa fase. |
| Remolho | Visa promover a hidratação das peles, eliminando impurezas e extraíndo proteínas e materiais interfibrilares. Geralmente utilizam-se produtos químicos, como hidróxido de sódio, hidróxido de amônio, tensoativos não iônicos, bactericidas derivados de carbamatos e enzimas proteolíticas de origem bacteriana. |
| Depilação e caleiro | Esta fase tem por objetivo retirar os pêlos das peles, remover a epiderme, intumescer e separar as fibras e fibrilas do colágeno, continuar o desengraxe que teve início no remolho, além de modificar as moléculas de colágeno, transformando alguns grupos reativos e algumas ligações entre as fibras. Segundo Claas & Maia (1994) e Barros et al. (2001), os produtos químicos mais utilizados nesta fase são a cal hidratada e o sulfeto de sódio. |
| Descarne e divisão | Objetiva-se eliminar, nesta fase, materiais aderidos aos tecidos subcutâneo e adiposo, facilitando a penetração dos produtos químicos aplicados em etapas subsequentes. Após as aparas na pele, a mesma é dividida em duas partes: camada superficial e inferior. O resíduo gerado nessa etapa é denominado de lodo de carnaça. |
| Desencalagem | Nesta fase visa-se retirar substâncias alcalinas ou quimicamente combinadas depositadas nas peles. |
| Purga | Refere-se ao processo que objetiva limpar as estruturas fibrosas da pele por meio da ação de enzimas proteolíticas. Conforme destacado por Barros et al. (2001), as enzimas, em conjunto com sulfato de amônio, bissulfito de sódio ou ácidos orgânicos fracos, neutralizam a alcalinidade das peles e retiram materiais queratinosos já degradados. |
| Píquel | Por fim, esta fase tem por objetivo preparar as fibras colágenas para fácil penetração dos produtos químicos utilizados no curtimento. |

Pacheco (2005) ressalta que a etapa de curtimento consiste em um processo de transformação das peles, pré-tratadas nas operações de ribeira, em materiais estáveis e imputrescíveis, ou seja, a transformação das peles em couros. Durante o processo de curtimento, várias substâncias podem ser usadas, desde aquelas de origem orgânica (taninos vegetais, sintéticos, aldeídos e parafinas sulfocloradas) até as de origem inorgânica (sais de cromo, zircônio, alumínio e ferro) (Godecke et al., 2012).

Dentre as substâncias inorgânicas, os sais de cromo trivalente são os mais utilizados, uma vez que sua utilização proporciona um curtimento das peles mais rápido e confere aos couros uma qualidade melhor para aplicações futuras (Pacheco, 2005). A fonte de cromo, normalmente utilizada, é o sulfato básico de cromo e para que o processo de curtimento ocorra são necessárias quantidades de sais que disponibilizem de 20 a 30 g de óxido de cromo por quilo de pele.

Martines (2005) relata que em indústrias curtumeiras mais modernas toda a etapa de curtimento pode ser realizada em tambores rotativos separados. O efluente gerado, contendo cromo, nestes casos, pode ser reciclado e reutilizado no processo de curtimento ou conduzido para uma estação de tratamento, onde é tratado separadamente. O tratamento consiste na precipitação do cromo em meio básico, formando hidróxido de cromo trivalente, o qual origina um resíduo sólido com alto teor de cromo (Hu et al., 2011).

2.2 PRODUÇÃO DE RESÍDUOS DURANTE O PROCESSAMENTO DAS PELES E USO DE LODO DE CURTUME NA CULTURA DO MILHO

Durante todo o processamento das peles bovinas, gera-se uma grande quantidade de resíduos, normalmente com alta concentração de produtos químicos e matéria orgânica (Hu et al., 2011). Segundo Claas & Maia (1994) e Ganem (2007), três tipos principais de resíduos são produzidos durante o processamento das peles: resíduos gasosos, líquidos e sólidos.

Os primeiros são constituídos principalmente por amônia (proveniente da decomposição proteica das peles), gás sulfídrico (altamente tóxico) e subprodutos aminados, produzidos principalmente nas etapas molhadas do processamento das peles (Claas & Maia, 1994). Os resíduos líquidos (efluentes) são compostos pelas soluções utilizadas nas etapas de processamento das peles e pelas águas de lavagem do piso e do maquinário. Tendo em vista o alto consumo de água e de produtos químicos, o volume de efluentes gerado é grande, sendo a maior parte produzida nas operações de ribeira (aproximadamente 70%) (Ganem, 2007). Os resíduos sólidos ou semissólidos são as aparas, carnaças e os lodos. No presente projeto, dois tipos de lodos foram utilizados: o lodo de caleiro (proveniente da etapa de depilação e caleiro) e o lodo primário (proveniente da estação de tratamento de efluentes). A Figura 2.1 ilustra, resumidamente, as etapas de processamento das peles bovinas para produção do couro, bem como a geração dos lodos mencionados anteriormente.

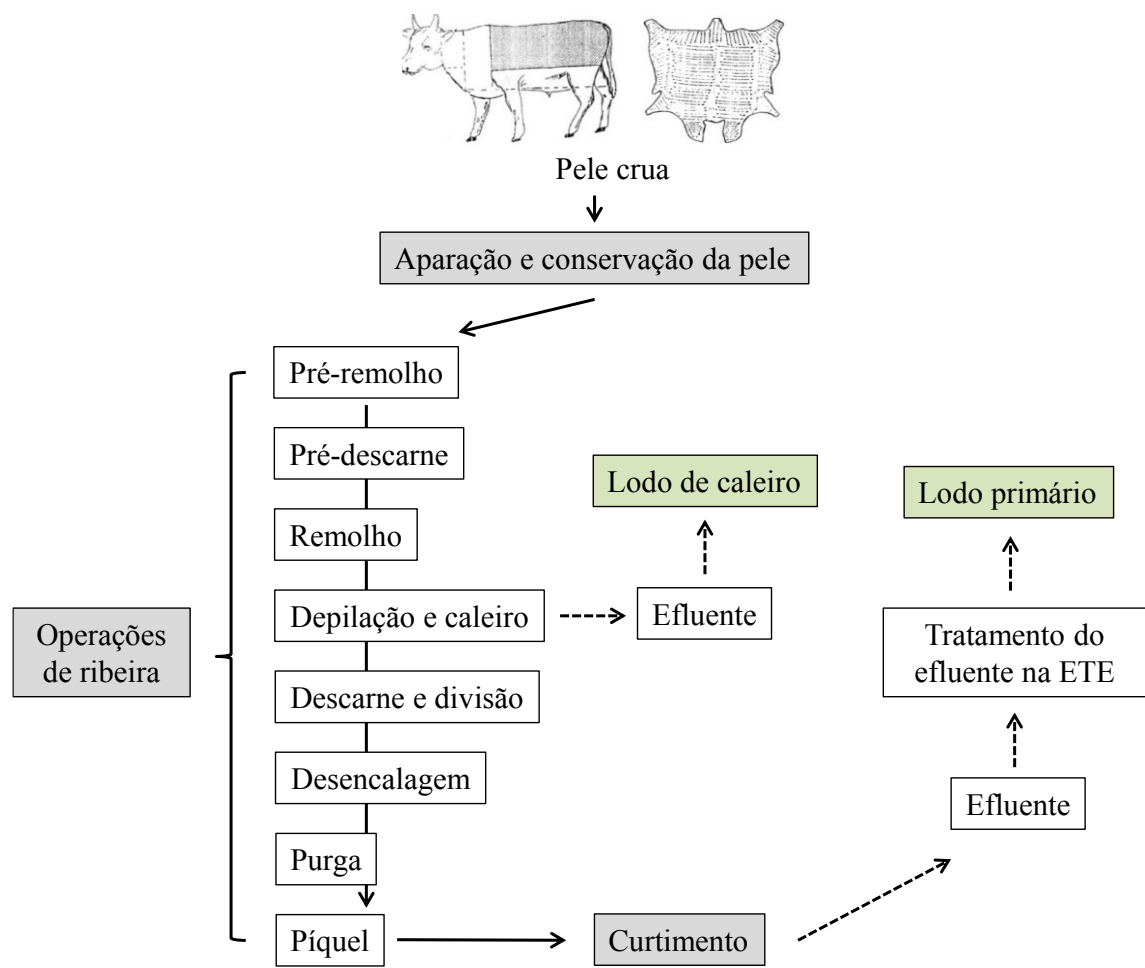


Figura 2.1. Diagrama simplificado do processamento de peles bovinas para produção de couro. Legenda: ETE: estação de tratamento de efluentes (adaptado de Martines, 2005).

Devido ao elevado teor de nutrientes nos lodos de curtume e seu potencial de neutralização da acidez do solo, a utilização desses resíduos em áreas agrícolas tem sido avaliada em diferentes estudos, envolvendo variadas espécies vegetais (Costa et al., 2001; Castilhos et al., 2002; Konrad & Castilhos, 2002; Silva et al., 2005; Souza et al., 2005; Teixeira et al., 2006; Borges et al., 2007; Araújo et al., 2008, Batista & Alovisei, 2011; Gonçalves, 2011).

No que tange ao uso de lodos de curtume na cultura do milho, um dos focos do presente trabalho, alguns estudos têm demonstrado resultados promissores. Dentre os principais, destacam-se os trabalhos de Konrad & Castilhos (2002), Souza et al. (2005), Silva et al. (2005), Borges et al. (2007) e Araújo et al. (2008).

Konrad & Castilhos (2002), em cultivo de milho em ambiente protegido (cultivar Cargill C435) em Planossolo Hidromórfico enriquecido com diferentes doses de lodos de curtume (caleiro e primário), demonstraram que a aplicação da dose de 20,5 Mg.kg⁻¹ do resíduo proporcionou rendimentos da cultura equivalentes aos obtidos com adubação mineral mais calagem. A adição de lodo de curtume primário juntamente com calcário foi capaz de elevar o teor de N total do solo de 0,6 para 0,7 g.kg⁻¹, resultado também semelhante ao obtido para o tratamento controle. Quanto à concentração de Cr no solo, esta não ultrapassou o limite máximo permitido (500 mg.kg⁻¹); o elemento apresentou baixa mobilidade e reações de oxidação não foram observadas.

Souza et al. (2005), também em ambiente protegido, avaliaram os teores dos metais tóxicos Cd, Ni, Pb e Cr nos tecidos foliares e a produção de fitomassa verde da parte aérea do milho (cultivar BR 205), cultivado em solos contendo diferentes doses de lodo de curtume primário (36 Mg.ha⁻¹, 72 Mg.ha⁻¹, 144 Mg.ha⁻¹ e 288 Mg.ha⁻¹). Os autores concluíram que as doses mais elevadas do resíduo utilizado mostraram-se como importantes fontes de nutrientes para o desenvolvimento da cultura, uma vez que a produção de fitomassa verde nesses grupos foi maior, e que os teores dos metais avaliados apresentaram-se dentro dos limites toleráveis.

Com o intuito de estudar a viabilidade do uso do lodo de curtume primário, como fertilizante orgânico, Silva et al. (2005) avaliaram o efeito de diferentes doses de resíduos misturados com esterco bovino na fase inicial do crescimento do milho (cultivar BR 205). Diferentemente dos trabalhos anteriormente citados, este evidenciou efeitos agrônômicos negativos no desenvolvimento inicial do milho. Os autores relataram hipermetropia gradativa nas plantas, conforme o aumento de percentual de lodo de curtume adicionado aos tratamentos (20 a 40%), bem como colmos finos com coloração roxa, folhas com margens e nervura principal com coloração roxa e amarelada e estrias esbranquiçadas.

Borges et al. (2007), em pesquisa conduzida em ambiente protegido, avaliaram a translocação de elementos químicos (na cultura do milho – cultivar BR 205) adicionados ao substrato de cultivo pela incorporação de lodo de curtume primário em diferentes doses (36 Mg.ha⁻¹, 72 Mg.ha⁻¹, 144 Mg.ha⁻¹ e 288 Mg.ha⁻¹). De forma semelhante aos relatos promissores de Konrad & Castilhos (2002) e Souza et al. (2005), Borges et al. (2007) evidenciaram que os teores de micronutrientes encontrados nas folhas do milho, adubada com lodos de curtume são satisfatórios, não excedendo as recomendações da literatura.

Mais recentemente, Araújo et al. (2008) avaliaram as alterações químicas no solo e o crescimento do milho (cultivar Agromen AGL 25023) em solo contendo lodos de curtume associado ao fosfato natural. Neste estudo, duas doses de lodo de curtume primário foram utilizadas: 2,5 e 5,0 Mg.ha⁻¹. Se por um lado, os tratamentos apenas com os lodos não foram capazes de suprir a necessidade de K necessária para o desenvolvimento das plantas, por outro, a concentração de P e N foram maiores nos tratamentos que continham lodos de curtume *in natura* e compostados. Além disso, a associação do lodo de curtume com a fosforita proporcionou ganhos no desenvolvimento do milho e aumento significativo na disponibilidade de P no solo.

Esses estudos, de modo geral, evidenciam resultados promissores quanto ao uso de resíduos da indústria curtumeira no cultivo do milho. Porém, parece haver certa tendência à obtenção de resultados agronômicos mais promissores, quando doses elevadas de lodos de curtume são utilizadas, assim como quando associadas a fontes complementares de nutrientes, como observado, por exemplo, no estudo de Araújo et al. (2008). A necessidade de utilização de doses elevadas de lodos apresenta-se como um problema, principalmente quando da aplicação dos resultados das pesquisas científicas na prática da produção do milho, seja em pequena, média ou larga escala. A obtenção de toneladas de lodo de curtume pelos produtores rurais para disposição no solo de cultivo pode ser considerada um importante empecilho na adesão da prática de reaproveitamento desses resíduos.

2.3 IRRIGAÇÃO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DE ORIGEM DOMÉSTICA

Outra prática interessante que vem sendo adotada em muitos países refere-se à irrigação de culturas agrícolas com águas residuárias de origem doméstica. O primeiro relato de irrigação com efluente doméstico foi em 1897, na Fazenda Werribee, próximo a Melbourne, Austrália (Feigin et al., 1981). De lá para cá, diversos estudos têm sido conduzidos a fim de avaliar a viabilidade e a aplicabilidade dessa prática em contextos diferenciados. Nesse sentido, Bond (1998) ressalta que estudos individuais de várias culturas, levando em consideração as condições específicas de clima e solo são necessários.

Por várias razões, a utilização dos efluentes tratados e, ou, parcialmente tratados na irrigação de culturas agrícolas, tem sido uma alternativa atrativa (Santos et al., 2006). Dentre as principais razões destacam-se: (i) as águas residuárias de origem doméstica, especialmente em regiões de escassez hídrica, podem ser consideradas fontes suplementares

de água contribuindo com a sustentabilidade da agricultura irrigada; (ii) o uso dessas águas também pode, dentro de certas limitações, disponibilizar outros recursos adicionais como aqueles relacionados aos aspectos nutricionais das plantas e (iii) as águas residuárias não somente mantêm as águas de superfície, mas também, a sua disposição no solo implica em reciclagem, em que “poluentes” passam a ser nutrientes para o crescimento das plantas (Hespanhol, 2003; Fonseca et al., 2007; Barroso & Wolff, 2011).

Barroso & Wolff (2011) destacam que quanto à qualidade de solo, de um modo geral, a irrigação com águas residuárias de origem doméstica tem alterado principalmente os atributos: (i) carbono total e nitrogênio total no solo e nitrogênio mineral na solução no solo; (ii) atividade, composição e função da comunidade microbiana; (iii) cálcio e magnésio trocáveis; (iv) salinidade, sodicidade, dispersão de argilas e condutividade hidráulica.

A utilização de águas residuárias domésticas para fins agrícolas é uma realidade em diferentes países, conforme pode ser observado na Tabela 2.2. Porém, no Brasil, conforme discutido por Bertoni (2008), alguns entraves legislativos, técnicos e políticos têm limitado sua expansão. Entre os principais entraves destacam-se: (i) falta de tratamento de esgoto e risco de uso de produtos não tratados para o ambiente e saúde pública; (ii) falta de estudos que subsidiem a construção de legislação específica que regulamente o reuso; (iii) falta de legislação apropriada para cada tipo de efluente; (iv) legislações muito restritivas em alguns casos; (v) elevado custo de investimento inicial em sistemas de tratamento/distribuição e (vi) baixa competitividade de custo de água de reuso, quando comparada à água tratada.

Alguns trabalhos disponíveis na literatura internacional têm demonstrado resultados promissores quanto à irrigação da cultura do milho com águas residuárias de origem doméstica (Overman, 1981; Feigin et al., 1981; Latterel et al., 1982; Overman et al., 1995; Vazquez-Montiel et al., 1996; Tsadilas & Vakalis, 2003; Khan et al., 2008; Mok et al., 2014; Ahmadifard & Kalbasi, 2014, Avci & Yaman, 2014). Na grande maioria destes estudos a irrigação nutriu adequadamente as plantas e não causou danos ambientais. Porém, vale ressaltar que os solos que receberam os cultivos possuíam de média a alta fertilidade natural, elevada CTC e predomínio de argilominerais do tipo 2:1 na sua fração argila (solos esmectíticos), o que difere grandemente dos solos tropicais brasileiros.

Por outro lado, no Brasil, não são muitos os estudos que avaliaram o efeito da irrigação da cultura do milho com águas residuárias de origem doméstica. Dentre os estudos desenvolvidos, destacam-se os trabalhos de Fonseca (2001), Andrade et al. (2005), Costa et

al. (2009), Nichele (2009), Castro (2010), Javarez-Jr et al. (2010), Costa et al. (2012a) e Pletsch (2012). A Tabela 2.3 apresenta uma síntese dos estudos brasileiros relacionados à irrigação com água residuária de origem doméstica na cultura do milho, destacando os principais resultados obtidos.

Tabela 2.2. Países, cultivos, sistema de tratamento e área irrigada com água residuária de origem doméstica para fins agrícolas.

| Local | Cultivo | Sistemas de tratamento | Área irrigada (ha) |
|----------------|---------------------------|---|--------------------|
| México | Hortaliças | Sistema australiano | 250.000 |
| Peru | Algodão, uva e hortaliças | Lagoas facultativas e de maturação | 4.300 |
| Estados Unidos | Vários | Lagoa aerada/de maturação e tratamento primário e secundário de desinfecção | 14.000 |
| Alemanha | Hortaliças | Tratamento primário, secundário e desinfecção | 28.000 |
| Israel | Vários | Lagoa anaeróbia, facultativa e maturação | 10.000 |
| Índia | Vários | Lagoas de estabilização | 73.000 |
| Melbourne | Forragens | Lagoas de estabilização | 10.000 |
| Tunísia | Vários | Lagoas de estabilização | 7.350 |
| Kuwait | Vários | Tratamento primário, secundário e desinfecção | 12.000 |
| Sudão | Bosques | Tratamento primário e secundário | 2.800 |

Fonte: Adaptado de Bastos (2003) e Nichele (2009).

2.4 VERMICOMPOSTAGEM

Tida como uma alternativa interessante para o reaproveitamento de resíduos sólidos, a vermicompostagem, processo utilizado no presente estudo, pode ser considerada uma biotecnologia que pode gerar material com alto potencial agrícola (Carlesso et al., 2011). Tecnicamente, a vermicompostagem pode ser definida como um processo de transformação de matéria orgânica recente, isto é, pouco degradada, por meio da ação de minhocas junto com a microbiota que vive em seu trato digestivo, em matéria orgânica estabilizada (Aquino et al., 1992; Yadav & Garg, 2009; Manyuchi & Phiri, 2013; Kiyasudeen et al., 2014; Manyuchi & Nyamunokora, 2014; Manyuchi et al., 2014).

Tabela 2.3. Síntese dos principais estudos brasileiros referentes à irrigação com água residuária de origem doméstica na cultura do milho

| Referência | Localidade do estudo | Condições dos experimentos | Principais resultados |
|-----------------------|----------------------|----------------------------|---|
| Fonseca (2001) | Lins (SP) | Ambiente protegido | O efluente mostrou-se eficiente em substituir totalmente a água de irrigação, porém parcialmente a fertilização nitrogenada e não nutriu adequadamente as plantas na ausência total de fertilizantes minerais. Por outro lado, o efluente usado mostrou pobre em metais tóxicos e as unidades experimentais irrigadas tiveram menor acidificação. |
| Andrade et al. (2005) | Recife (PE) | Ambiente protegido | O lixiviado do argissolo apresentou elevados teores de nitrato, nos tratamentos com fertilizante, efluente e efluente corrigido. |
| Costa et al. (2009) | Campina Grande (PB) | Em campo | Verificou-se que todas as variáveis de crescimento do milho (cultivar BR 106) (altura, diâmetro caulinar e área foliar) foram superiores para os tratamentos que receberam água residuária, com valores superiores aos dos tratamentos utilizando água de abastecimento. |
| Nichele (2009) | Porto Alegre (RS) | Em campo | Os efluentes de reator anaeróbico (UASB) e de lagoa de polimento aportaram ao solo, em maiores quantidades, os nutrientes N, K, Ca, Mg, P e Na. A irrigação com o efluente UASB se equivaleu ao tratamento com adubação mineral e irrigação com água tratada quanto à produção de matéria seca e rendimento de grãos de milho (cultivar Pioneer 30F53). |
| Castro (2010) | Porto Alegre (RS) | Em campo | Os resultados obtidos confirmam a presença de hormônios naturais e sintéticos no esgoto bruto e nos efluentes tratados, porém em concentrações baixas e não indicam processo de transferência ou acúmulo desses contaminantes para os grãos de milho. |
| Silva et al. (2012) | Recife (PE) | Em campo | Os resultados demonstraram que as concentrações no tecido foliar dos macronutrientes (NPK) na cultura do milho (cultivar BR 5036 CMS 36) foram relativamente baixas e em relação aos elementos Cd, Cu, Mn e Zn, as concentrações encontradas não foram capazes de causar toxicidade à planta. |

Continua...

Tabela 2.3. *Continuação.*

| Referência | Local | Condições dos experimentos | Principais resultados |
|--------------------------|---------------|----------------------------|---|
| Javarez-Jr et al. (2010) | Campinas (SP) | Em campo | O efluente foi tratado em um sistema constituído por dois reatores anaeróbios (um reator UASB e um RAC), ambos combinados com quatro filtros anaeróbios. Os efluentes tratados proporcionaram produtividades nos períodos de safrinha (6.307 a 6.593 kg.ha ⁻¹) e entressafra (6.323 a 5.424 kg.ha ⁻¹) para a cultura do milho (cultivar Variedade AL Bandeirantes), valores acima da média do Estado de São Paulo e do Brasil. |
| Costa et al. (2012a) | Apodí (RN) | Em campo | O uso de esgoto doméstico tratado na irrigação do milho, além de favorecer a umidade do solo, proporcionou níveis nutricionais satisfatórios às plantas, podendo ser considerado uma fonte de nutrientes para sua produção. A adubação mineral do milho pode ser substituída em parte pela adição de água residuária tratada, possibilitando menor custo de produção, embutindo ganhos ambientais e na saúde humana. |
| Pletsch (2012) | Botucatu (SP) | Em campo | Os resultados obtidos demonstraram que o reuso de efluente doméstico, foi vantajoso para os atributos de plantas avaliados com valores estatisticamente maiores. A produtividade do tratamento efluente foi 50% maior em relação ao tratamento água. A matéria orgânica e o Mn do solo aumentaram significativamente na área fertirrigada com efluente doméstico. A maioria dos atributos químicos do solo não foi influenciada pelo reuso de efluente. |

Estudos demonstram que o principal processo envolvido na ação das minhocas sobre a matéria orgânica é mais mecânico do que biológico: o revolvimento e a aeração do composto, bem como a trituração das partículas orgânicas que passam pelo trato digestivo das minhocas constituem um processo puramente mecânico. A contribuição do efeito bioquímico está presente quando da decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos existentes no intestino das minhocas, gerando resíduos mais ricos em nutrientes assimiláveis pelas plantas (Motter et al., 1990).

Em relação à vermicompostagem de lodo de curtume, poucos trabalhos foram desenvolvidos até o presente momento (Bidone, 1995; Gondek & Filipek-Mazur, 2003; Ravindran et al., 2008; Vig et al., 2011; Teixeira & Almeida, 2013). Bidone (1995) desenvolveu um estudo sobre a vermicompostagem de três tipos de resíduos sólidos de curtume, ou seja, lodo primário, lodo originado da operação de curtimento ao cromo e aquele originado da etapa de raspas, aparas e serragens curtidas ao cromo. Após sua mistura com composto de resíduo urbano, os lodos foram colocados em um conjunto de sete leiras e inoculados com *Eisenia foetida*, sendo acompanhados ao longo de sete meses. Os resultados mostraram que as minhocas não bioacumularam o cromo, mas a sua ingestão determinou efeitos tóxicos nestes organismos, a partir de concentrações da ordem de 20.000 mg.kg⁻¹. O autor ainda destaca que o processo proporcionou significativa atenuação ao cromo, interferindo significativamente na sua mobilidade.

Gondek & Filipek-Mazur (2003) objetivaram investigar o efeito de vermicompostos a base de lodo de curtume sobre o desenvolvimento do sistema radicular e biomassa da parte aérea do milho (cultivar KLG 2210), bem como sobre o acúmulo de metais tóxicos na planta. Para isso, os autores vermicompostaram lodos de curtume a partir dos seguintes componentes: lodo de curtume com adição de 15% de serragem de coníferas (vermicomposto A), lodo de curtume com adição de 15% de papelão (vermicomposto B) e lodo de curtume com adição de 15% de palha de trigo (vermicomposto C), em relação massa seca. A vermicompostagem ocorreu em vasos de PVC (mantendo-se a umidade em torno de 75%), por um período de seis meses, usando-se minhocas *E. foetida* sexualmente amadurecidas. Na ocasião, os autores observaram que no primeiro ano após a aplicação vermicompostos seu efeito sobre o aumento da biomassa do milho foi igual ao tratamento que recebeu apenas esterco bovino, mas significativamente pior do que aquele que recebeu adubação mineral (NPK). Em relação às concentrações de elementos tóxicos nas plantas, foram verificados resultados diversos. No entanto, nas plantas cultivadas em solo crescido

com vermicompostos de lodo de curtume, as concentrações destes elementos foram inferiores às observadas em plantas cultivadas em solo que recebeu adubação mineral ou esterco bovino.

Vig et al. (2011) avaliaram a capacidade de minhocas *E. foetida* em converter o lodo de curtume, misturado com esterco bovino, em fertilizante. Os autores testaram as proporções de 0:100 (T0), 10:90 (T10), 25:75 (T25), 50:50 (T50), 75:25 (T75), de lodo e esterco, respectivamente. Como o lodo sem mistura foi letal para as minhocas, o mínimo de mortalidade e o maior acúmulo de população ocorreu na mistura T0. Os autores obtiveram resultados satisfatórios, porém decrescentes para maiores proporções de lodo. Foram percebidos incrementos com a vermicompostagem nas concentrações de N, Na e P, bem como um aumento nos valores de pH dos substratos. Outros atributos apresentaram reduções em relação à situação inicial: K, carbono orgânico total e condutividade elétrica. A razão C/N diminuiu sensivelmente durante o processo. O aumento de concentração dos metais Cu, Mn, Fe e Zn ficou dentro dos limites legais previstos na Índia e a concentração de cromo não foi medida.

Mais recentemente, Teixeira & Almeida (2013), com a finalidade de propor uma alternativa para a solução de descarte do lodo de curtume, desenvolveram um estudo da viabilidade do processo de vermicompostagem do referido resíduo, misturado com diferentes proporções de esterco bovino e resíduos de casca de banana e laranja. Após evidenciarem aumentos principalmente na concentração de N nos vermicompostos produzidos e diminuição dos valores de Pb, Cd, Cu e Ni, os autores apontaram para o potencial da utilização da vermicompostagem de lodos de curtume, para produção de fertilizantes orgânicos mistos passíveis de serem usados na agricultura.

3 PRODUÇÃO DO MILHO EM SOLO CONTENDO LODO DE CURTUME *IN NATURA* E IRRIGADO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA

RESUMO

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar as alterações químicas do solo e o rendimento do milho (*Zea mays* L.) (cultivar BG 7049H) cultivado em um Plintossolo Háplico que recebeu aplicação de lodo de curtume e irrigação com água residuária de origem doméstica. Utilizou-se lodo de curtume *in natura* que após seco e peneirado foi adicionado ao solo nas concentrações de 9 Mg.ha⁻¹ e 18 Mg.ha⁻¹. O experimento foi realizado em vasos mantidos em ambiente protegido durante 150 dias. O arranjo dos tratamentos consistiu de um fatorial 2x6 – dois tipos de irrigação (água de abastecimento e água residuária de origem doméstica) e seis tratamentos de adubação –, em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco repetições. Ao final do experimento, avaliou-se o peso total da espiga, peso de 100 grãos e produtividade (peso total de grãos por espiga). Além disso, foram coletadas amostras de solo de cada unidade experimental, tendo sido determinados os valores de pH e as concentrações de K, Ca, Mg e Cu. Os resultados demonstraram que as doses de 9 e 18 Mg.ha⁻¹, consorciadas com a irrigação da cultura do milho com água residuária de origem doméstica, foram capazes de incrementar os valores de pH, P, K, Mg e Ca em relação aos valores iniciais do solo, melhorando a fertilidade do mesmo. Porém, a aplicação dessas doses, ainda que em conjunto com a irrigação com água residuária, não proporcionou o rendimento do milho equivalente ao obtido com a adubação mineral. No entanto, sugere-se que sejam realizados novos estudos usando lodos de curtume, em consórcio com águas residuárias ou a outros substratos orgânicos, a fim de que possa ser oferecido aos produtores rurais a oportunidade de utilização de doses relativamente pequenas de lodos de curtume, para que o reaproveitamento desses resíduos seja viável economicamente e do ponto de vista da rentabilidade agrônômica e ambiental.

Palavras-chave: esgoto doméstico, resíduos agroindustriais, reuso de água, reaproveitamento de resíduos.

ABSTRACT

CORN PRODUCTION IN SOIL CONTAINING TANNERY SLUDGE *IN NATURA* AND IRRIGATED WITH DOMESTIC WASTEWATER

The objective of the present study was to assess chemical variations and corn yield (*Zea mays* L.) in Haplic Plinthosol (cultivar BG 7049H), with the addition of tannery sludge and irrigation with domestic wastewater. Tannery sludge *in natura* was used. After drying and

sieving, 9 Mg.ha⁻¹ and 18 Mg.ha⁻¹ doses were added to the soil. The experiment was carried out using vases kept in a protected environment during 150 days. The treatment arrangement consisted in a 2x6 factorial – two irrigation types (supply water and domestic wastewater) and six fertilization treatments, in completely randomized design, with five repetitions. By the end of the experiment, the total ear weight, 100-grain weight, and productivity (total grain weight per ear) were assessed. Additionally, soil samples were collected in each experimental unit, and pH values, K, Ca, Mg and Cu concentrations were determined. The results showed that 9 and 18 Mg.ha⁻¹ doses, plus irrigation with domestic wastewater, promoted the increase of pH, P, K, Mg and Ca concentrations in relation to initial values for the soil, improving fertility. However, the application of these doses, even if together with irrigation with wastewater, did not result in corn yield equivalent to that obtained with mineral fertilizers. It is suggested that new studies be carried out using tannery sludge together with wastewater or other organic substrates, in order to offer to rural producers the opportunity to use relatively small doses of tannery sludge, so that the reuse of such residues become viable from the economical, agricultural and environmental points of view.

Keywords: domestic sewage, agro-industrial residues, water reuse, reuse of residues.

3.1 INTRODUÇÃO

Atualmente tem sido verificado o aumento da geração de resíduos de variada natureza, devido, sobretudo, ao crescimento populacional e aos padrões de consumo globalizado (Roth & Garcias, 2008). O setor industrial voltado para o beneficiamento do couro bovino, representado pelas indústrias curtumeiras, caracteriza-se como grande gerador de resíduos sólidos, em função do processo industrial de curtimento de pele bovina (Pacheco, 2005). A utilização do couro é tradicional no Brasil, especialmente no sertão nordestino e no Rio Grande do Sul, onde cidades foram formadas ao redor das indústrias de charque e curtumeiras.

No Brasil, nota-se que do processamento de uma tonelada de pele salgada são produzidos 200 a 250 kg de couros acabados, gerando, aproximadamente, 600 kg de resíduos sólidos (Pacheco, 2005). Segundo Zupancic & Jemec (2010), o processamento de couro bovino na União Europeia, por exemplo, gera anualmente cerca de 400 a 900 mil toneladas de lodo de curtume (por peso úmido), além de 170 mil toneladas de resíduos de couro curtido.

Nota-se que boa parte desses resíduos é descartada em aterros sanitários, “lixões” ou, ainda, em aterros industriais, o que resulta em alto risco de contaminação do ambiente e de prejuízos à saúde das populações, uma vez que, esses resíduos possuem altas concentrações de matéria orgânica e diversos produtos químicos tóxicos (Godecke et al., 2012). Portanto, o descarte destes resíduos constitui custo elevado de manutenção para as indústrias, principalmente em função de requerer grandes áreas e de concentrar materiais tóxicos no solo

(Silva, 2012). Além disso, esses resíduos representam perdas de matérias-primas e energia, exigindo investimentos significativos em tratamentos para controlar a poluição (Pelizer et al., 2007).

Nesse sentido, vários estudos tem sido conduzidos com a finalidade de contribuir para a definição de alternativas não apenas de tratamento desses resíduos, minimizando os possíveis impactos que podem causar ao ambiente (Vinodhini & Das, 2010; Aber et al., 2010; Ayoub et al., 2011; Kiliç et al., 2011; Religa et al., 2011), mas também de aproveitamento dos mesmos em atividades mais nobres. Uma das alternativas para a destinação do lodo de curtume seria o seu uso na agricultura como fertilizante (Teixeira et al., 2011) que aliado à alta do custo dos insumos agrícolas constituiria uma alternativa atrativa na adubação, além de possibilitar maior produtividade das culturas (Castilhos, 1998).

Diferentes estudos têm demonstrado os benefícios da utilização do lodo de curtume *in natura* em diferentes culturas florestais, como paricá (Tavares et al., 2013), eucalipto (Possato, 2010; Gamba, 2012), leucena (Araújo et al., 2006), teca (Campos et al., 2010) e angico (Silva & Araújo, 2011) e agrícolas, tais como cana soca (Batista & Alovisei, 2010), café *conilon* (Berilli et al., 2014), feijão (Prado & Cunha, 2011), alface (Aquino-Neto & Camargo, 2000; Bastos et al., 2011), soja (Costa et al., 2001), trigo, alface e rabanete (Castilhos et al., 2002) e milho (Konrad & Castilhos, 2002; Borges, 2003; Ferreira et al., 2003; Souza et al., 2005; Silva et al., 2005; Borges et al., 2007; Araújo et al., 2008; Araújo, 2011).

Em se tratando, especificamente da cultura do milho, foco deste trabalho, os estudos, em geral, têm evidenciado que o uso de lodo de curtume *in natura* adicionado em solo cultivado com plantas de milho mostra-se viável, sendo o lodo uma boa fonte de nutrientes para o desenvolvimento e, ou, rendimento das plantas. No entanto, os melhores resultados têm sido observados, sobretudo, quando são aplicadas altas doses de lodo de curtume, associadas à adubação mineral. Nos trabalhos de Borges (2003), Souza et al. (2005) e Borges et al. (2007), a maior produção de grãos e de fitomassa verde de milho foram observados quando da aplicação de 144 Mg.ha⁻¹ de lodo de curtume associado a NPK (400 kg.ha⁻¹). Konrad & Castilhos (2002) e Ferreira et al. (2003), por sua vez, verificaram maior rendimento de grãos de milho quando da aplicação de 20,5 Mg.ha⁻¹ e 21,3 Mg.ha⁻¹ de lodo de curtume, associado à adubação fosfatada e potássica, respectivamente.

Se por um lado essas concentrações mostram-se interessantes do ponto de vista agrônomo, por outro, podem significar certa dificuldade para o uso do lodo de curtume, por produtores rurais, considerando a dificuldade de transportar grandes quantidades desse material

e os custos com o seu transporte. Além disso, a necessidade de adubação química complementar encarece os custos da produção.

Nota-se, portanto, a necessidade de que mais estudos sejam conduzidos a fim de contribuir para a geração de alternativas que conciliem doses relativamente menores de lodo de curtume e de adubação química complementar, de modo que o uso desses resíduos seja atrativo não apenas do ponto de vista ambiental, mas também do econômico. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou avaliar o uso de lodo de curtume *in natura* na cultura do milho (*Zea mays* L.) consorciado com a irrigação com água residuária de origem doméstica, partindo da hipótese de que esse tipo de água pode fornecer aporte contínuo de nutrientes e água para a cultura, significando economia dos custos de produção, maior rendimento da cultura e melhoria da qualidade do solo.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi conduzido em ambiente protegido, entre os meses de fevereiro e junho de 2013, localizado na área experimental da Unidade Educacional de Produção (UEP) de Olericultura do Instituto Federal Goiano (IF Goiano) - Câmpus Urutaí (GO, Brasil). O referido ambiente é do tipo arco simples, com orientação Leste-Oeste. Possui estrutura metálica, dimensões de 30 m de comprimento, 7 m de largura, pé-direito de 3,0 m e altura de arco de 1,2 m, coberto com filme de polietileno de baixa densidade, de 0,15 mm de espessura. Suas laterais são constituídas de tela clarite com malha de 2,0 x 2,0 mm.

O plantio do milho foi realizado em amostras da camada superficial de um Plintossolo Háptico, retiradas de uma área localizada próxima ao ambiente protegido. A caracterização física e química das amostras de solo, realizada de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997), pode ser observada na Tabela 3.1.

O lodo de curtume utilizado no presente estudo foi fornecido pela Indústria Curtume Sulino S.A., localizada em Pires do Rio (GO, Brasil) e era composto de uma mistura de resíduos produzidos na etapa de depilação da pele e de resíduos provenientes da estação de tratamento primário da indústria curtumeira. Destaca-se que a empresa concedente do lodo tratava os efluentes gerados na etapa de curtimento do couro bovino separadamente dos demais resíduos e efluentes produzidos. Portanto, não foram detectadas concentrações de Cr no lodo de curtume utilizado neste estudo. A Tabela 3.1 apresenta a caracterização do lodo de curtume utilizado, realizada de acordo com Tedesco et al. (1995).

Tabela 3.1. Principais características iniciais das amostras de solo (Plintossolo Háplico) e do lodo de curtume utilizados na composição do substrato para cultivo de plantas de milho (*Zea mays* L.) tratadas com lodo de curtume e irrigadas com água residuária de origem doméstica. Urutaí, GO, 2013.

| Atributos | Solo | Lodo de curtume |
|-------------------------------|----------------|-----------------|
| pH (H ₂ O) | 6,28 | - |
| N (g.dm ⁻³) | - ¹ | 7,47 |
| P (mg.dm ⁻³) | 9,55 | 7,90 |
| K (mg.dm ⁻³) | 10,10 | 139,10 |
| Ca (cmolc.dm ⁻³) | 1,09 | 0,00 |
| | | 196,42 |
| Mg (cmolc.dm ⁻³) | 0,55 | 9,67 |
| Na (g.dm ⁻³) | - | 12,50 |
| Cu (mg.dm ⁻³) | 4,90 | 1,50 |
| Fe (mg.dm ⁻³) | 337,30 | 5.251,21 |
| Mn (mg.dm ⁻³) | 128,10 | 12,05 |
| Zn (mg.dm ⁻³) | 8,70 | 89,50 |
| Matéria orgânica (%) | 0,20 | 44,36 |
| Argila (%) | 20,00 | - |
| Silte (%) | 40,60 | - |
| Areia (%) | 39,40 | - |
| Cr (mg.dm ⁻³) | 0,00 | 0,00 |
| CTC (cmolc.dm ⁻³) | 2,57 | - |

¹(-): atributo não avaliado. Foram avaliadas as concentrações totais dos macro e micronutrientes, não diferenciando em frações trocáveis e, ou, disponíveis. CTC: Capacidade de troca de cátions.

Antes da instalação das unidades experimentais, tanto o solo, quanto o lodo de curtume foram secos ao ar e peneirados (em malha de 2 mm). O arranjo dos tratamentos consistiu de um fatorial 2x6 (dois tipos de irrigação e seis tratamentos de adubação), em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco repetições, totalizando sessenta unidades experimentais, estabelecidas conforme pode ser observado na Tabela 3.2.

A dose de NPK utilizada nos tratamentos “solo + NPK” (Tabela 3.2) foi calculada com base nas necessidades nutricionais da cultura, nas concentrações de nutrientes presentes no solo e na expectativa de rendimento da cultura de 10 Mg.ha⁻¹, segundo Sousa & Lobato (2004). As fontes de NPK foram ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio, respectivamente. As doses de lodo de curtume acrescidas ao solo de cultivo foram calculadas com base na concentração de N presente no resíduo, elemento altamente demandado pela cultura do milho, tendo sido fornecido em dose única 130 kg.ha⁻¹. Assim, foram estabelecidas as seguintes doses de lodo de curtume: 9 Mg.ha⁻¹ (dose A) e 18 Mg.ha⁻¹ (dose B, o dobro da dose A). Ressalta-se que neste estudo não foi realizada adubação de cobertura, após a semeadura da cultura, uma vez que partiu-se da hipótese de que a irrigação com água residuária doméstica atuaria como aporte contínuo de água e nutrientes para a cultura, ao longo do período experimental.

Tabela 3.2. Unidades experimentais estabelecidas para o cultivo de plantas de milho (*Zea mays* L.) tratadas com lodo de curtume e irrigadas com água residuária de origem doméstica. Urutaí, GO, 2013.

| Tratamentos | Tipos de água de irrigação | |
|--|----------------------------|------------|
| | Abastecimento | Residuária |
| Testemunha (apenas solo) | x | |
| Solo + NPK | x | |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) ¹ | x | |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) + PK | x | |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) ² | x | |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) + PK | x | |
| Testemunha (apenas solo) | | x |
| Solo + NPK | | x |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) | | x |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) + PK | | x |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) | | x |
| Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) + PK | | x |

¹Dose A: 9 Mg.ha⁻¹; ²Dose B: 18 Mg.ha⁻¹; Concentração de Ureia: 130 kg.ha⁻¹; Concentração de superfosfato simples: 100 kg.ha⁻¹; Concentração de cloreto de potássio: 50 kg.ha⁻¹.

As amostras de solo, às quais foi incorporado, previamente, o lodo de curtume e os insumos, foram acondicionadas em vasos de polietileno (capacidade de 15 L) em um total de 12,5 kg. Logo após a instalação das unidades experimentais, os vasos foram semeados com três sementes de milho (*Zea mays* L.), cultivar BG 7049H (Biogene, 2014) e, 15 dias depois, realizou-se o desbaste, mantendo-se uma planta por vaso. Os tratamentos fitossanitários foram realizados sempre que necessários.

As águas de irrigação foram provenientes do sistema de abastecimento de água do Instituto Federal Goiano (IF Goiano) – Câmpus Urutaí, tratada pela Estação de Tratamento de Água (ETA) própria do Câmpus, e do sistema de tratamento de esgoto doméstico (composto por uma lagoa de estabilização), também localizado nas dependências da instituição. Para a caracterização das águas de irrigação, foram coletadas ao longo do período experimental três amostras para análises de atributos físicos, químicos e físico-químicos, conforme metodologia proposta pela Apha (1997). As análises das águas de irrigação (abastecimento e residuária) foram realizadas na empresa Hidroserv – Serviços em Recursos Hídricos e Saneamento Ltda, localizada em Goiânia (GO, Brasil). A Tabela 3.3 apresenta as características das águas de irrigação utilizadas no presente estudo.

Tabela 3.3. Caracterizações física, química e físico-química das águas de irrigação utilizadas no presente estudo. Urutaí, GO, 2013.

| Atributos | Água de abastecimento* | Água residuária* |
|---|------------------------|------------------|
| pH a 25° C | 7,20 | 6,75 |
| Turbidez (UNT) | 8,00 | 931,00 |
| Fe dissolvido (mg.L ⁻¹) | 0,68 | 1,77 |
| N total (mg.L ⁻¹) | 3,00 | 54,95 |
| N orgânico | ND ¹ | 3,95 |
| N amoniacal (mg.L ⁻¹) | 0,17 | 43,00 |
| Nitrato (mg.L ⁻¹) | 0,30 | 8,00 |
| Condutividade elétrica a 25° C (µs.cm ⁻¹) | 49,10 | 738,00 |
| P total (mg.L ⁻¹) | 0,22 | 10,29 |
| Ortofosfato (mg.L ⁻¹) | 0,50 | 23,60 |
| DBO ² (mg.L ⁻¹) | 0,70 | 733,33 |
| Sólidos totais (mg.L ⁻¹) | 80,00 | 1.790,00 |
| Cu dissolvido (mg.L ⁻¹) | 1,00 | 1,00 |
| Zn (mg.L ⁻¹) | 0,03 | 0,07 |
| Na (mg.L ⁻¹) | 5,25 | 83,50 |
| Mn dissolvido (mg.L ⁻¹) | 1,20 | 2,20 |
| Mg dissolvido (mg.L ⁻¹) | 2,43 | 4,86 |
| Ca (mg.L ⁻¹) | 4,00 | 20,04 |
| S (mg.L ⁻¹) | 2,00 | 2,66 |
| K (mg.L ⁻¹) | 01,64 | 26,00 |
| COT ³ (mg.L ⁻¹) | 18,36 | 46,00 |

¹ND: atributo não dosado. ²DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; ³COT: Carbono orgânico total.

*Os valores apresentados referem-se à média de três amostras coletadas ao longo do período experimental.

O manejo da irrigação da cultura foi realizado a partir de um tanque evaporímetro desenvolvido por Salomão (2012)³, de forma circular, diâmetro interno de 52 cm e altura (interna) de 24 cm, montado sob um estrado de madeira de 15 cm de altura e instalado no interior do ambiente protegido, entre as unidades experimentais (Figura 3.2).

O volume de água irrigado diariamente, para manter a capacidade de retenção de água do solo em 70%⁴ (243,1 mL.kg⁻¹), durante o experimento, baseou-se na área do vaso a ser

³O trabalho de Salomão (2012) foi desenvolvido com o objetivo de calibrar tanques evaporímetros de diferentes diâmetros e de baixo custo, com o intuito de avaliar a possibilidade de seus usos para o monitoramento da irrigação em ambiente protegido. Ressalta-se, ainda, que o referido estudo foi desenvolvido no mesmo ambiente protegido (IF Goiano – Câmpus Urutaí), no qual o presente trabalho foi conduzido.

⁴A capacidade de retenção de água do solo foi mantida, durante o experimento, em 70%, conforme metodologia adotada por Fonseca (2001).

irrigado ($0,06 \text{ m}^2$) e na evapotranspiração da cultura (ET_c). O volume de água a ser repostado era medido em uma proveta graduada. Para determinar a ET_c , utilizou-se a seguinte equação:

$$ET_c = kc (LT \cdot Kt_c) \quad (\text{eq 1})$$

em que:

ET_c : evapotranspiração da cultura;

Kc : coeficiente da cultura do milho, específico à fase do ciclo fenológico, segundo Allen et al. (1998);

LT : lâmina de água evaporada observada no tanque evaporímetro;

Kt_c : coeficiente de tanque corrigido (0,94), específico para o tanque evaporímetro utilizado no presente estudo.

A capacidade de retenção de água do solo ($C_{100\%}=347,4 \text{ mL.kg}^{-1}$) foi determinada por meio do cálculo do poder de embebição do solo, conforme metodologia preconizada pela Embrapa (1997).

Ao final de 150 dias de experimento, avaliaram-se os seguintes componentes de produção: peso total da espiga (g), peso de cem grãos (g) (a 13% de umidade) e produtividade (peso total de grãos por espiga). Além disso, foram coletadas amostras de solo de cada unidade experimental, tendo sido determinados os valores de pH e as concentrações de P, K, Ca, Mg e Cu, conforme metodologia proposta pela Embrapa (1997). Todas as análises de solo foram realizadas no Laboratório de Fertilidade de Solo e Nutrição de Plantas do IF Goiano – Câmpus Urutaí.

Todos os dados foram submetidos inicialmente submetidos ao teste de normalidade de Anderson-Darling (utilizando-se o *software* Minitab[®]), seguido do teste de homogeneidade de variâncias de Levene (por meio do *software* Statística[®]). Em seguida, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) de acordo com o modelo fatorial, sendo os fatores tratamento [seis níveis: testemunha (apenas solo); solo + NPK; solo + lodo in natura (dose A); solo + lodo in natura (dose A) + PK; solo + lodo in natura (dose B) e solo + lodo in natura (dose B) + PK] e irrigação (água de abastecimento e água residuária de origem doméstica), com cinco repetições. Nos casos de F significativo, foi aplicado o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Utilizou-se o teste de Bartlett para verificar a homocedasticidade residual, usando-se o *software* R versão 3.0.3 (R Core Team, 2014). A análise de variância foi realizada por meio do *software* Assistat, versão 7.7 beta (cópia distribuída gratuitamente).



Figura 3.2. Vista geral do experimento e da localização do tanque evaporímetro usado no cultivo de plantas de milho (*Zea mays* L.) tratadas com lodo de curtume e irrigadas com água residuária de origem doméstica em ambiente protegido. Urutaí, GO, 2014. A seta amarela indica o tanque evaporímetro.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre atributos de produção

Em relação a todos os componentes de produção avaliados ao final do experimento (peso total da espiga, peso de cem grãos e produtividade), observou-se que houve interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” (Tabela 3.4). O desdobramento da interação tipo de água de “irrigação” x “tratamentos de adubação” para as variáveis avaliadas pode ser observado na Tabela 3.5.

Observou-se que o tratamento “solo + adubação química – NPK”, irrigado com água residuária apresentou os maiores valores para as variáveis peso total da espiga e produtividade (medida pelo peso total de grãos por espiga) (Tabela 3.5). Analisando os tratamentos irrigados com água de abastecimento e com água residuária, separadamente, pôde-se observar, em ambas situações, que o tratamento “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK”, embora tenha apresentado peso total da espiga superior ao tratamento testemunha (solo), este

foi estatisticamente inferior ao tratamento “solo + NPK” e igual ao tratamento “Solo + lodo *in natura* (dose A) + PK” (Tabela 3.5).

Tabela 3.4. Resumo do teste F da análise de variância para os atributos peso total da espiga, peso de 100 de grãos e produtividade do milho (*Zea mays* L. - BG 7049H), em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação. Urutaí, GO, 2013.

| Fatores de variação | Peso total da espiga (g) | Peso de 100 grãos (g) | Produtividade (peso total de grãos por espiga) |
|-------------------------------|--------------------------|-----------------------|--|
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 10,45** | 1,74 ^{ns} | 32,29** |
| Fator 2 (tratamentos) | 171,65** | 65,75** | 330,22** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 7,79** | 0,12* | 8,95** |
| CV (%) | 16,41 | 8,52 | 14,46 |

*: significativo a 5% de probabilidade; **: significativo a 1% de probabilidade; ns: não significativo; CV: coeficiente de variação, expresso em percentual. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica.

Tabela 3.5. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para as variáveis peso total da espiga, peso de cem de grãos e produtividade do milho (*Zea mays* L. - BG 7049H). Urutaí, GO, 2013.

| Tipos de irrigação | Testemunha (Solo) | Solo + NPK | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) + PK | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) + PK |
|--|-------------------|------------|---------------------------------------|--|---------------------------------------|--|
| ----- Peso total da espiga (g) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 33,14aD | 156,15bA | 50,11aCD | 73,62aBC | 56,70aBCD | 77,67aB |
| Residuária | 24,46aE | 212,57aA | 57,83aCD | 79,78aBC | 53,94aD | 84,60aB |
| ----- Peso de cem grãos (g) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 19,74aE | 38,62aA | 25,24aD | 31,95aBC | 27,33aCD | 33,27aB |
| Residuária | 20,41aD | 38,88aA | 26,69aC | 32,86aB | 28,94aBC | 33,56aB |
| ----- Produtividade (peso total de grãos por espiga) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 13,93aD | 116,26bA | 26,69aCD | 45,93bB | 30,44aC | 47,47aB |
| Residuária | 10,07aD | 154,36aA | 32,27aC | 57,59aB | 32,98aC | 56,37aB |

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Resultados semelhantes foram observados para a variável produtividade, em que analisando separadamente os tratamentos irrigados ou não com água residuária, foi possível observar que o tratamento “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK” apresentou peso total de grãos por espiga maior que o tratamento testemunha (solo), mas inferior ao tratamento “solo + NPK” e igual ao tratamento “solo + lodo *in natura* (dose A) + PK”. Embora não tenha sido observada diferença no peso de 100 grãos entre os grupos irrigados ou não com água residuária, observou-se que o tratamento “solo + NPK” foi superior aos demais (Tabela 3.5), analisando apenas os tratamentos de adubação. No entanto, pôde-se observar que a produtividade do tratamento “solo

+ NPK” irrigado com água residuária foi estatisticamente superior à produtividade observada no tratamento “solo + NPK” irrigado com água de abastecimento (Tabela 3.5).

Esses resultados vão ao encontro de diferentes trabalhos que demonstraram os benefícios do uso da água residuária de origem doméstica, como a obtenção de maiores rendimentos na cultura do milho (Overman, 1981; Al-Jaloud et al., 1995; Vazquez-Montiel et al., 1996; Oron et al., 1999, Adekalu & Okunade, 2002; Azevedo et al. 2007; Khan et al., 2008; Nichele, 2009; Mok et al., 2014). Azevedo et al. (2007), analisando os efeitos residuais da água residuária e da adubação nitrogenada sobre a produção do milho (cultivar AG 1051), evidenciaram que a irrigação com água residuária proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Campina Grande, PB, promoveu incremento na produção de 144%, em relação à produção alcançada com água de abastecimento.

Nichele (2009) verificou que o milho (cultivar Pioneer 30F53) irrigado com efluente oriundo de um reator anaeróbico apresentou rendimento de grãos similar ao tratamento com adubação química irrigado com água de abastecimento, resultados estes semelhantes aos evidenciados recentemente por Mok et al. (2014). Nesse último estudo, os autores analisaram, na Austrália, os efeitos da irrigação com água residuária, tanto em curto, quando em longo prazo, na cultura do milho (cultivar 36Y84 CRM 104). Os resultados obtidos demonstraram que o cultivo do milho irrigado com água residuária produziu rendimento e qualidade comparáveis aos padrões agrícolas comerciais, não havendo diferenças significativas entre os tipos de água utilizadas. Os autores concluíram, portanto, que é promissor o aproveitamento das águas residuárias no cultivo do milho, de modo a otimizar o uso e a proteção dos recursos hídricos, bem como a reciclagem de nutrientes.

No presente estudo, o maior rendimento esperado da cultura do milho, que recebeu aplicação das doses de lodo de curtume *in natura* e irrigação com água residuária, não foi observado. A hipótese de que o lodo de curtume, nas doses utilizadas, juntamente com a irrigação com água residuária doméstica, poderia fornecer nutrientes que favorecessem a produção do milho, de forma similar à adubação mineral, não foi confirmada. Nesse caso, acredita-se que os resíduos utilizados, em associação com a água residuária, não tenham suprido as necessidades nutricionais da cultura (tanto em termos de NPK, nos tratamentos “solo + lodo *in natura* (dose A)” e “solo + lodo *in natura* (dose B)”, quanto em termos de N, nos tratamentos “solo + lodo *in natura* (dose A) + PK” e “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK”) (Tabelas 3.4 e 3.5).

3.3.2 Avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre as características do solo de cultivo

Em relação ao solo avaliado ao final do cultivo, pode-se observar na Tabela 3.6 que houve interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” apenas para os valores de pH e para as concentrações de P, Ca e Mg. O desdobramento da interação tipo de água de “irrigação” x “tratamentos de adubação” para esses atributos pode ser observado na Tabela 3.7.

Tabela 3.6. Resumo do teste F da análise de variância para as variáveis pH, P, K, Ca, Mg e Cu do solo de cultivo do milho (*Zea mays* L. - BG 7049H). Urutaí, GO, 2013.

| Fatores de variação | pH (H ₂ O) | P (mg.dm ⁻³) | K (mg.dm ⁻³) | Ca (cmolc.dm ⁻³) | Mg (cmolc.dm ⁻³) | Cu (mg.dm ⁻³) |
|-------------------------------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---------------------------------|---------------------------------|------------------------------|
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 1215,05** | 13,22** | 0,50 ^{ns} | 3360,53** | 2286,37** | 0,39 ^{ns} |
| Fator 2 (tratamentos) | 349,48** | 27,32** | 599,55** | 3934,78** | 318,15** | 2,21 ^{ns} |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 14,11** | 2,49* | 0,86 ^{ns} | 304,95** | 75,82** | 0,33 ^{ns} |
| CV (%) | 0,66 | 16,80 | 4,49 | 1,81 | 5,24 | 6,64 |

*: significativo a 5% de probabilidade; **: significativo a 1% de probabilidade; ns: não significativo; CV: coeficiente de variação, expresso em percentual. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: T1: Testemunha (Solo); T2: Solo + NPK; T3: Solo + lodo *in natura* (dose A); T4: Solo + lodo *in natura* (dose A) + PK; T5: Solo + lodo *in natura* (dose B); T6: Solo + lodo *in natura* (dose B) + PK.

Notou-se que todos os tratamentos irrigados com água residuária apresentaram incremento significativo no pH do solo, quando comparados aos tratamentos irrigados com água de abastecimento (Tabela 3.7). Foi possível observar, também, que o pH dos tratamentos que receberam lodo de curtume (“solo + lodo *in natura* (dose A)”, “solo + lodo *in natura* (dose A) + PK”, “solo + lodo *in natura* (dose B)” e “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK”), irrigados ou não com água residuária, apresentaram valores superiores estatisticamente em relação aos tratamentos testemunha (solo) e “solo + NPK” (Tabela 3.7). Esses resultados estão de acordo com os resultados obtidos em diferentes trabalhos que evidenciaram o aumento do pH do solo em função da irrigação de diferentes culturas com água residuária de origem doméstica (Quin & Woods, 1978, Johns & McConchie, 1994; Falkiner & Smith, 1997; Speir et al., 1999; Fonseca et al., 2005b; Duarte et al., 2008; Paula, 2008; Andrade-Filho et al., 2013; Oliveira et al., 2014), assim como trabalhos que aplicaram lodo de curtume *in natura* no solo de cultivo (Selbach et al., 1991; Janel, 1997; Costa et al., 2001; Konrad & Castilhos, 2002; Ferreira et al., 2003; Martines, 2005; Teixeira et al., 2006; Cavallet & Selbach, 2008; Batista & Alovisei, 2010).

Tabela 3.7. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para as variáveis pH, P, Ca e Mg do solo de cultivo do milho (*Zea mays* L. - BG 7049H). Urutaí, GO, 2013.

| Tipos de irrigação | Testemunha (Solo) | Solo + NPK | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose A) + PK | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) | Solo + lodo <i>in natura</i> (dose B) + PK |
|--|-------------------|------------|---------------------------------------|--|---------------------------------------|--|
| ----- pH (H ₂ O) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 7,01bD | 7,30bC | 7,48bB | 7,50bB | 7,90bA | 7,88bA |
| Residuária | 7,55aE | 7,79aD | 7,90aC | 8,15aB | 8,21aAB | 8,25aA |
| ----- P (mg.dm ⁻³) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 9,62aC | 18,37aA | 10,17aC | 14,64bAB | 9,64aC | 13,50bBC |
| Residuária | 9,77aB | 18,66aA | 12,18aB | 17,77aA | 10,76aB | 19,79aA |
| ----- Ca (cmolc.dm ⁻³) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 1,98bD | 2,12bD | 6,30bB | 6,97bB | 8,71bA | 8,89bA |
| Residuária | 5,24aE | 5,75aD | 7,90aC | 8,50aB | 9,20aA | 9,35aA |
| ----- Mg (cmolc.dm ⁻³) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,61bC | 0,63bC | 3,30bB | 3,42bB | 4,70bA | 4,79bA |
| Residuária | 5,04aC | 4,96aC | 5,49aB | 5,60aB | 6,49aA | 6,60aA |

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Tratamentos: T1: Testemunha; T2: Solo + NPK; T3: Solo + lodo *in natura* (dose A); T4: Solo + lodo *in natura* (dose A) + PK; T5: Solo + lodo *in natura* (dose B); T6: Solo + lodo *in natura* (dose B) + PK.

Provavelmente, o aumento do pH proporcionado pela adição de lodo de curtume tenha sido decorrente dos altos teores de carbonatos e hidróxidos de Ca e Mg presentes neste resíduo. Analisando-se a constituição química do lodo de curtume usado (Tabela 3.1) é possível notar que o lodo de curtume usado no presente estudo apresenta concentrações de Ca e Mg 180,2 e 17,5 vezes maiores, respectivamente, que as concentrações desses mesmos elementos observadas no solo de cultivo. No entanto, acredita-se que o aumento no valor de pH do solo irrigado com água residuária doméstica possa ser atribuído, entre outros fatores ao aporte de reserva alcalina (cátions trocáveis e ânions) advindo do efluente e ao aumento do processo de desnitrificação, observado comumente, em solos irrigados com água residuária de origem doméstica, onde ocorre consumo de um mol de H⁺ para cada mol de NO³⁻ desnitrificado, conforme demonstrado por Bolan et al. (1991) e Friedel et al. (2000).

Quanto ao P, foi verificado aumento da concentração do elemento em função da irrigação com água residuária doméstica apenas nos tratamentos “solo + lodo *in natura* (dose A e B) + PK” (Tabela 3.7), resultado este que difere de outros trabalhos que evidenciaram incremento na concentração de P após a irrigação com este tipo de água (Ortega-Larrocea et al., 2001; Kouraa et al., 2002; Meli et al., 2002; Heidarpour et al., 2007; Costa et al., 2012a, Bame et al., 2014) e que se assemelha aos estudos de Fonseca et al. (2005a), Duarte et al. (2008)

e Nichele (2009). Nestes últimos estudos, os autores não constataram aumento de P no solo de cultivo após irrigação com água residuária de origem doméstica.

Foi possível notar também que a aplicação das doses de lodo de curtume (A ou B), sem adubação fosfatada e potássica (“solo + lodo *in natura* (dose A)” e “solo + lodo *in natura* (dose B)”), mesmo nos tratamentos irrigados com água residuária (a qual apresentou maior concentração do elemento em relação à água de abastecimento), não foi capaz de elevar a concentração de P a níveis similares aos encontrados no tratamento “solo + NPK”. No entanto, destaca-se que a concentração inicial de P, verificada no solo de cultivo (Tabela 3.1), classificada como “muito baixa” – segundo Sousa & Lobato (2004) para solos da região do Cerrado –, teve um incremento, sobretudo nos tratamentos “solo + NPK” (irrigado ou não com água residuária), “solo + lodo *in natura* (dose A) + PK” e “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK” (ambos irrigados com água residuária), atingindo a classificação “média”.

Quanto ao K, verificou-se efeito apenas da fonte de variação “tratamentos” (Tabela 3.6), indicando claramente que as doses de lodo de curtume aplicadas ao solo, sem adubação potássica, não incrementou a concentração do referido elemento no solo de cultivo. Além disso, pôde-se observar que a irrigação com água residuária não proporcionou aumento na concentração do elemento. Apesar disso, todos os tratamentos, com exceção do tratamento testemunha (solo) (irrigado ou não com água residuária), apresentaram incremento do elemento, quando comparada à concentração inicial de K no solo de cultivo (Tabela 3.1), o que pode estar relacionada à adubação potássica realizada (nos tratamentos “solo + NPK”, “Solo + lodo *in natura* (dose A) + PK” e “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK”) e às doses de lodo de curtume aplicadas ao solo (tratamentos “solo + lodo *in natura* (dose A)” e “solo + lodo *in natura* (dose B)”). Salienta-se, que a elevada concentração de K observada inicialmente no solo⁵ pode ser atribuída a recentes queimadas na área de coleta do solo (resultando na disponibilidade de cinzas, que contêm potássio), bem como à declividade do terreno, que pode ter contribuído para a lixiviação do elemento oriundo de partes mais altas, tendo sido depositado na área de coleta (parte mais baixa).

Para o Ca houve interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos”, conforme pode ser observado na Tabela 3.6. Os tratamentos irrigados com água residuária, bem como aqueles que tiveram solo acrescido com as doses de lodo de curtume, apresentaram incremento significativo de Ca (Tabela 3.7). Os tratamentos “solo + lodo *in natura* (dose B)” e “solo + lodo *in natura* (dose B) + PK” (irrigados ou não com água residuária), os quais

⁵A concentração inicial de K no solo de cultivo foi classificada como “baixa” segundo Sousa & Lobato (2004), considerando o valor de CTC (< 4,0 cmol.dm⁻³) observado no solo (Tabela 3.1).

receberam dose dobrada de lodo de curtume foram aqueles em que a concentração de Ca foi maior (Tabela 3.7). Quando comparadas as concentrações de Ca no solo inicial (Tabela 3.1) e após o experimento, é possível notar que houve incremento do elemento nos tratamentos testemunha (solo) e “solo + NPK” (irrigados com água residuária) e nos demais tratamentos (irrigados ou não com água residuária (Tabela 3.7).

Estes dados se assemelham aos valores obtidos em diferentes estudos que correlacionaram os incrementos de Ca no solo às elevadas concentrações do elemento nos lodos de curtume (Selbach et al.; 1991; Castilhos et al., 2002; Konrad & Castilhos, 2002; Ferreira et al., 2003; Teixeira et al., 2006). No presente estudo, pode-se notar que o lodo de curtume usado apresentava alta concentração de Ca (que pode estar presente em forma de hidróxidos, sulfetos e carbonatos), quando comparada à concentração do solo de cultivo (Tabela 3.1). Acredita-se, portanto, que mesmo considerando a baixa solubilidade destes compostos, a quantidade de lodo adicionada incorporou Ca no solo, promovendo os acréscimos constatados. No entanto, a água residuária utilizada na irrigação das culturas provavelmente também foi responsável pelo aporte de Ca no solo, considerando que esta apresentou uma concentração cinco vezes maior de Ca, quando comparada à concentração observada na água de abastecimento (Tabela 3.3). Trabalhos semelhantes também evidenciaram esse aporte de Ca no solo em função da irrigação com efluentes domésticos, como os de Cromer et al. (1984), Speir et al. (1999), Fonseca (2001) e Lacerda et al. (2011).

Em relação ao Mg, também foi observado interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” (Tabela 3.6). No presente estudo, os tratamentos irrigados com água residuária doméstica e aqueles que receberam doses de lodo de curtume apresentaram maiores concentrações de Mg (Tabela 3.7), indicando claramente o aporte do elemento pela água residuária usada na irrigação da cultura, assim como pelas doses de lodo de curtume aplicadas ao solo de cultivo, conforme verificado por Castilhos et al. (2002). Enquanto a água residuária apresentou uma concentração de Mg duas vezes maior ($4,86 \text{ mg.L}^{-1}$) que a concentração da água de abastecimento ($2,43 \text{ mg.L}^{-1}$) (Tabela 3.3), o lodo de curtume usado neste experimento apresentou concentração de Mg 17,58 vezes maior ($9,67 \text{ cmolc.dm}^{-3}$) que a concentração observada no solo inicialmente ($0,55 \text{ cmolc.dm}^{-3}$) (Tabela 3.1). Portanto, esses dados podem justificar o incremento de Mg verificado no solo após o cultivo do milho.

Por fim, quanto ao Cu, elemento exigido em pequenas quantidades pelas plantas de milho (Luchese et al., 2004), não foi observado efeito das águas de irrigação, tampouco dos tratamentos que receberam as doses de lodo de curtume (Tabela 3.6), não tendo sido observado incremento do elemento ao final do experimento. Acredita-se que estes resultados possam ser

explicados em função do baixo teor desse metal tanto nas águas usadas na irrigação das culturas (Tabela 3.3), quanto no lodo de curtume adicionado ao solo (Tabela 3.1).

3.4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados e de acordo com as condições experimentais, pode-se concluir que:

- O uso das doses de lodo de curtume nas doses de 9 e 18 Mg.ha⁻¹, associado com a irrigação com água residuária de origem doméstica, é capaz de incrementar os valores de pH, P, K, Mg e Ca em relação aos valores iniciais desses atributos no solo, melhorando a fertilidade do mesmo. Porém, a aplicação dessas doses, ainda que em conjunto com a irrigação com água residuária, não foi suficiente para proporcionar o rendimento (produtividade) do milho equivalente ao obtido com a adubação mineral;
- A irrigação da cultura do milho, adubada com NPK, com água residuária de origem doméstica emerge como alternativa de descarte dessas águas, além de potencializar o rendimento da cultura;
- Por fim, é necessário a realização de novos estudos usando-se diferentes doses de lodos de curtume, em associação com águas residuárias ou a outros substratos orgânicos, a fim de que possa ser oferecida aos produtores rurais a oportunidade de utilização de doses relativamente pequenas de lodos de curtume, para que o reaproveitamento desses resíduos seja viável economicamente e do ponto de vista da rentabilidade agrônômica.

4 VERMICOMPOSTAGEM DE LODO DE CURTUME EM ASSOCIAÇÃO COM ESTERCO BOVINO

RESUMO

O lodo gerado pelas indústrias curtumeiras constituem resíduos de elevado potencial tóxico e que podem provocar sérios problemas ambientais e de saúde. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi avaliar a vermicompostagem do lodo de curtume, como método de tratamento desse resíduo, com potencialidade de geração de um produto adequado para o uso agrícola. Considerando as características tóxicas do lodo de curtume, o mesmo foi misturado com esterco bovino em distintas proporções: 0:100 (T0), 10:90 (T10), 25:75 (T25); 50:50 (T50); 50:75 (T75) e 100:0 (T100), em base seca. Durante 105 dias, avaliou-se a biomassa e a população das minhocas (*Eisenia foetida*), além da humidade e temperatura dos substratos. Os substratos foram quimicamente caracterizados no início e ao final do processo de vermicompostagem. Os resultados demonstram que as diferentes doses de lodo de curtume influenciaram significativamente a densidade populacional e biomassa das minhocas. Enquanto a primeira variável apresentou comportamento linear decrescente à medida que as doses de lodo de curtume foram incrementadas nos substratos, a biomassa apresentou comportamento quadrático, recebendo incremento até 25% de lodo. Quanto ao pH, observou-se uma diminuição significativa nos grupos que receberam maiores concentrações do resíduo durante a vermicompostagem (T50 e T75). As concentrações de Mg, Fe, Mn e Zn foram elevadas durante o processo de vermicompostagem em todos os tratamentos. A relação C/N foi diminuída também em todas as unidades experimentais, indicando o amadurecimento do substrato final. Por fim, conclui-se que a vermicompostagem promove a conversão do lodo em composto orgânico em um curto intervalo de tempo, o que constitui um processo biotecnológico de tratamento capaz de adicionar o valor agronômico para este resíduo.

Palavras-chave: Resíduo sólido, reciclagem, minhocas, alternativas sustentáveis.

ABSTRACT

VERMICOMPOSTING OF TANNERY SLUDGE IN ASSOCIATION WITH CATTLE DUNG

Sludge generated by the tannery industry is a potentially, highly toxic residue that can cause severe environmental and health problems. In this sense, the objective of the present study was to assess tannery sludge vermicomposting as a treatment method for this residue, with the potentiality of generating an adequate product for agriculture. Considering

the toxic characteristics of this residue, it was mixed with cattle dung in distinct proportions: 0:100 (T0), 10:90 (T10), 25:75 (T25); 50:75 (T75), and 100:0 (T100), dry basis. During 105 days, biomass, earthworm (*Eisenia foetida*) population, and moisture and temperature of the substrates were assessed. The substrates were chemically characterized at the beginning and at the end of the vermicomposting process. The results demonstrated that the different tannery sludge doses significantly influenced earthworm population density and biomass. Whereas population density was characterized by a decreasing linear behavior, as the tannery sludge doses were added to the substrates, biomass was characterized by a quadratic behavior, with the addition of sludge up to 25%. Regarding pH, a significant decrease was observed in groups that received higher residue concentrations during vermicomposting (T50 and T75). In all treatments, Mg, Fe, Mn and Zn concentrations were high during the vermicomposting process. The C/N ratio decreased in all experimental units, indicating the maturation of the final substrate. It is concluded that vermicomposting promotes the conversion of sludge into organic compound in a short time interval, constituting a biotechnological treatment process able to add agronomical value to this residue.

Keywords: Solid residue, recycling, earthworms, sustainable alternatives.

4.1 INTRODUÇÃO

A geração de resíduos, de variada natureza (sólidos, líquidos e gasosos), tem sido evidente nos dias atuais, apresentando, inclusive aumento em função do crescimento industrial, populacional e das atividades humanas (Kraemer, 2006). Em função disso, tem crescido também, conforme elencado por Brito (2000), as discussões sobre os potenciais problemas que esses resíduos podem causar no ambiente e na saúde das populações. Ainda segundo o autor, discussões acontecem tanto em nível informal, como científico e envolvem desde pequenos grupos sociais até mesmo nações (Brito, 2000). Dentre os diversos tipos de resíduos gerados, aqueles produzidos em indústrias curtumeiras, por exemplo, destacam-se pelo seu elevado potencial poluidor.

Segundo Ropke & Palmeira (2006), o Brasil é um dos países com maior rebanho bovino do mundo, o qual tem ocupado lugar de destaque na produção de couros e processado mais de 40 milhões de peles por ano, nas suas indústrias curtumeiras de pequeno, médio e grande portes. Ainda, segundo esses autores, o Brasil apresenta grande potencialidade na exportação de couro, crescente aceitação no mercado internacional e significativo aumento da participação no total das exportações mundiais. Esse cenário, motivado, sobretudo, pelo aumento da demanda de produtos correlacionados com o processamento do couro, como calçados, traz implicitamente a preocupação com as questões ambientais, principalmente em função da grande produção de resíduos e efluentes observada ao longo do beneficiamento do couro bovino.

Tem sido recorrente na literatura, conforme revisado por Godecke et al. (2012), os estudos que comprovam que esses resíduos apresentam elevado teor de material orgânico e de variados produtos químicos tóxicos. Batista & Alovisei (2010) salientam que o lodo de curtume, mesmo após o tratamento recebido nas estações de tratamento das indústrias curtumeiras, podem apresentar consideráveis cargas orgânicas e inorgânicas, como ácidos, fenóis, sulfatos, sulfetos e, principalmente, elementos tóxicos, como o cromo, o qual é utilizado durante o processo de curtimento. Considerando que em muitas indústrias curtumeiras os resíduos e efluentes, resultantes do processamento das peles, são descartados de forma incorreta ou acondicionados em depósitos ou aterros industriais, surge a preocupação de que o acúmulo desses materiais esteja representando alto risco de contaminação ambiental (Pacheco, 2005; Pinheiro, 2005; Ganem, 2007; Godecke et al., 2012).

Assim, a relevância econômica da indústria curtumeira, conjugada com seu potencial poluidor, vem estimulando, sobretudo, nas últimas décadas, a realização de pesquisas que resultem em maior conhecimento sobre possíveis alternativas de descarte, tratamento ou reaproveitamento dos resíduos gerados por esse segmento industrial. Uma dessas alternativas refere-se ao uso desses resíduos no processo de vermicompostagem, realizada por uma simbiose entre minhocas e microrganismos que vivem em seu trato digestivo (Landgraf et al., 2005). Conforme observado por Vig et al. (2011), esse processo vem sendo considerado uma opção potencial na hierarquia da gestão integrada de resíduos sólidos, principalmente porque por meio deste, resíduos sólidos não aproveitados podem ser transformados em compostos orgânicos nobres.

Durante o processo de vermicompostagem, a decomposição controlada da fração orgânica contida no resíduo pode gerar um produto estável (Aquino et al., 1992). Além disso, o vermicomposto resultante possui quantidades menores de elementos tóxicos (Araújo et al., 2007). Segundo Kiehl (1998), o produto final do processo de vermicompostagem pode ser considerado um material condicionador dos solos, pois melhora as propriedades físicas e químicas do mesmo.

Dentre os resíduos sólidos já usados na vermicompostagem, destacam-se aqueles provenientes da produção de papel (Elvira et al., 1996; Kaur et al., 2010); lodos de indústrias têxteis (Garg & Kaushik, 2005); resíduos de goma guar, tipo de fibra alimentar solúvel, extraída do vegetal *Cyamopsis tetragonolobus* (Suthar, 2006); lodos da indústria de açúcar (Sen & Chandra, 2007); da indústria de couro (Ravindran et al., 2008); de indústrias de

bebidas (Singh et al., 2010) e lodo de esgoto doméstico (Hait & Tare, 2011; Silva et al., 2011).

Em relação à vermicompostagem de lodos de curtume, os poucos estudos publicados sobre o assunto (Bidone, 1995; Ravindran et al., 2008; Vig et al., 2011) são carentes de informações sobre a melhor proporção de material orgânico a ser misturado a esses resíduos para a produção de um composto de boa qualidade agronômica e que atenda as especificações técnicas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Nesse sentido, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a vermicompostagem do lodo de curtume misturado com esterco bovino, bem como as características do substrato produzido.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

No presente estudo conduziu-se o experimento com Oligoquetas - Lumbricidae, da espécie *Eisenia foetida* (minhocas vermelhas da Califórnia) obtidas do minhocário do Departamento de Solos do Instituto Federal Goiano (IF Goiano) – Câmpus Urutaí (GO, Brasil). Esta espécie foi escolhida propositalmente por apresentar habilidade em converter resíduos orgânicos pouco decompostos em material estabilizado, grande proliferação e rápido crescimento (Hartenstein et al., 1979; Neuhauser et al., 1980; Aquino et al., 1992, Schuldt et al., 2005; Khwairakpam & Bhargava, 2009), além de possuir ampla faixa de tolerância a temperatura e umidade, assim como resistência ao manuseio (Edwards, 1998).

O lodo de curtume utilizado no experimento foi fornecido pela Indústria de Couros Curtume Sulino, localizada na cidade de Pires do Rio (GO, Brasil) e foi composto de uma mistura de lodo de curtume dos tipos caleiro e primário. O substrato orgânico misturado ao lodo de curtume foi o esterco bovino, selecionado por representar boa fonte de alimento para as minhocas, sendo considerado o componente orgânico mais utilizado em processos de vermicompostagem (Aquino et al., 2005). A Tabela 4.1 apresenta a caracterização química inicial do lodo de curtume e do esterco bovino, utilizados no experimento.

Para viabilizar o processo de vermicompostagem, procedeu-se a secagem do lodo de curtume antes da mistura deste com o esterco bovino curtido e seco. Para isso, o lodo foi colocado sobre lonas plásticas em camadas de, aproximadamente, 5 cm e o processo de secagem ocorreu de forma natural por um período de 30 dias. Tanto o lodo seco, quanto o esterco bovino foram passados em peneira de 8 mm, antes de serem misturados, visando

uniformizar o tamanho das partículas e eliminar materiais indesejáveis ao bom desempenho do processo de vermicompostagem. O arranjo dos tratamentos consistiu de seis unidades experimentais, distribuídas em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco repetições. As unidades experimentais foram instaladas e conduzidas em vasos plásticos com capacidade volumétrica de 3 L, tendo sido adicionado 1 kg de substrato (em base seca) em cada vaso, conforme as proporções apresentadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.1. Principais características dos substratos esterco bovino e lodo de curtume utilizados na vermicompostagem, Urutaí, GO, 2014.

| Variáveis | Esterco bovino | Lodo de curtume |
|--------------------------|----------------|-----------------|
| pH (CaCl ₂) | 7,20 | 8,90 |
| N (g.dm ⁻³) | 11,90 | 8,52 |
| P (g.dm ⁻³) | 30,60 | 10,99 |
| K (g.dm ⁻³) | 79,50 | 72,00 |
| Na (g.dm ⁻³) | 2,53 | 13,38 |
| Ca (g.dm ⁻³) | 12,11 | 80,86 |
| Mg (g.dm ⁻³) | 7,73 | 4,00 |
| Cu (g.dm ⁻³) | 0,10 | 1,10 |
| Fe (g.dm ⁻³) | 52,55 | 4,83 |
| Mn (g.dm ⁻³) | 1,24 | 0,01 |
| Cr (g.dm ⁻³) | 0,00 | 12,01 |
| Zn (g.dm ⁻³) | 0,85 | 0,11 |
| C/N | 44,98 | 62,54 |

*Os valores expressos representam à média de cinco amostras de cada substrato.

Tabela 4.2. Proporções das misturas de lodo de curtume e esterco bovino adotadas para o processo de vermicompostagem. Urutaí, GO, 2014.

| Tratamentos | Proporções (%) | |
|-------------|-----------------|----------------|
| | Lodo de curtume | Esterco bovino |
| T0 | 0 | 100 |
| T10 | 10 | 90 |
| T25 | 25 | 75 |
| T50 | 50 | 50 |
| T75 | 75 | 25 |
| T100 | 100 | 0 |

Após o estabelecimento das unidades experimentais (Figura 4.1A), as misturas foram reviradas manualmente, a cada 24 h, durante 20 dias, a fim de eliminar possíveis gases tóxicos voláteis. Em seguida, os vasos receberam *E. foetida* com inserção de 20 indivíduos na fase adulta, por vaso. Todos os vasos foram tampados com material de sombreamento (tela plástica conhecida comercialmente como Sombrite) para dificultar a possível fuga e predação das minhocas, ao mesmo tempo em que permitiu a aeração do substrato (Figura

4.1B). O substrato foi umedecido com água de modo a manter a umidade entre 30 e 40%, conforme metodologia adotada por Dores-Silva et al. (2011).

Quinzenalmente, até o 105º dia experimental, foram determinadas a biomassa (g) e a densidade populacional das minhocas (adultas e jovens, não havendo diferenciação morfológica), considerando esses atributos como indicadores do processo de vermicompostagem. Após o esvaziamento de cada vaso, em local limpo e asséptico (Figura 4.2A), a densidade populacional das minhocas foi calculada por meio de contagem manual (Figura 4.2B). A biomassa foi identificada pesando-se todos os indivíduos registrados na densidade populacional, para cada tratamento. Finalizada a avaliação, as minhocas eram colocadas cuidadosamente de volta em seus respectivos vasos.

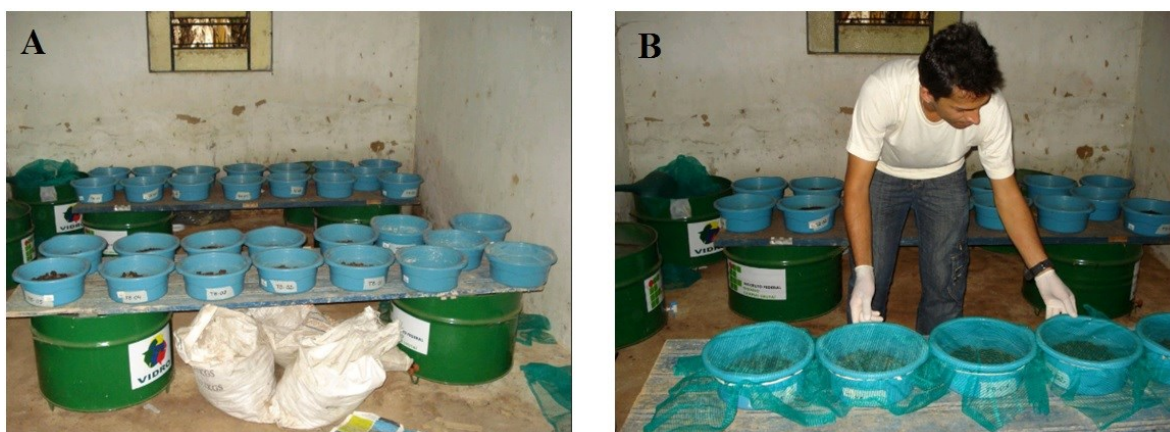


Figura 4.1. Unidades experimentais devidamente organizadas em delineamento inteiramente casualizado (A) e cobertura das mesmas com tela plástica (B). Urutaí, GO, 2014.



Figura 4.2. Colocação das minhocas sobre filme plástico (A) e contagem manual das minhocas *Eisenia foetida* (B). Urutaí, GO, 2014.

Em relação às análises químicas dos substratos, separou-se uma amostra de cada uma das unidades experimentais, as quais foram levadas ao laboratório para análise de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Na, Zn, Fe, Cu, Mn – concentrações totais), relação C/N e pH. Essas amostras foram separadas antes da introdução das minhocas e ao final do período experimental (105º dia). As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo do IF Goiano - Câmpus Urutaí, de acordo com protocolo adaptado de Tedesco et al. (1995).

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e as comparações entre as médias dos tratamentos foram realizadas com a aplicação do teste de Tukey a 5% de probabilidade. Quando detectadas diferenças significativas entre as doses de lodo de curtume realizou-se análise de regressão. Posteriormente, foram elaborados gráficos com os modelos de regressão (linear ou quadrático) que melhor se ajustaram aos dados amostrais. Nesses casos, a seleção do melhor modelo de regressão foi baseada no coeficiente de determinação e no valor de F. As concentrações iniciais e finais dos atributos químicos e, ou, físico-químicos dos vermicompostos foram comparadas pelo teste t de *Student* a 5% de probabilidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do pacote computacional SISVAR (Ferreira, 2006).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As diferentes doses de lodo de curtume utilizadas na vermicompostagem influenciaram a densidade populacional e a biomassa das minhocas. A densidade de minhocas sofreu um decréscimo linear com o aumento das doses de lodo (Figura 4.3A). No entanto, a biomassa apresentou um comportamento quadrático, aumentando até a dose de 25% de lodo e, posteriormente, decrescendo com o aumento das doses (Figura 4.3B).

No tratamento T100, todas as minhocas morreram nas primeiras 24 horas após a introdução nos vasos. Neste caso, assim como em outros tratamentos com doses mais elevadas de lodo de curtume (T50 e T75), acredita-se que a morte das minhocas esteja relacionada com as condições de toxicidade elevada nos substratos, como também observado em estudo similar desenvolvido por Vig et al. (2011). A concentração elevada de nutrientes no tratamento T100, como aqueles advindos de compostos alcalinos encontrados em excesso nos lodos de curtume, pode ter comprometido a sobrevivência, crescimento e reprodução das minhocas.

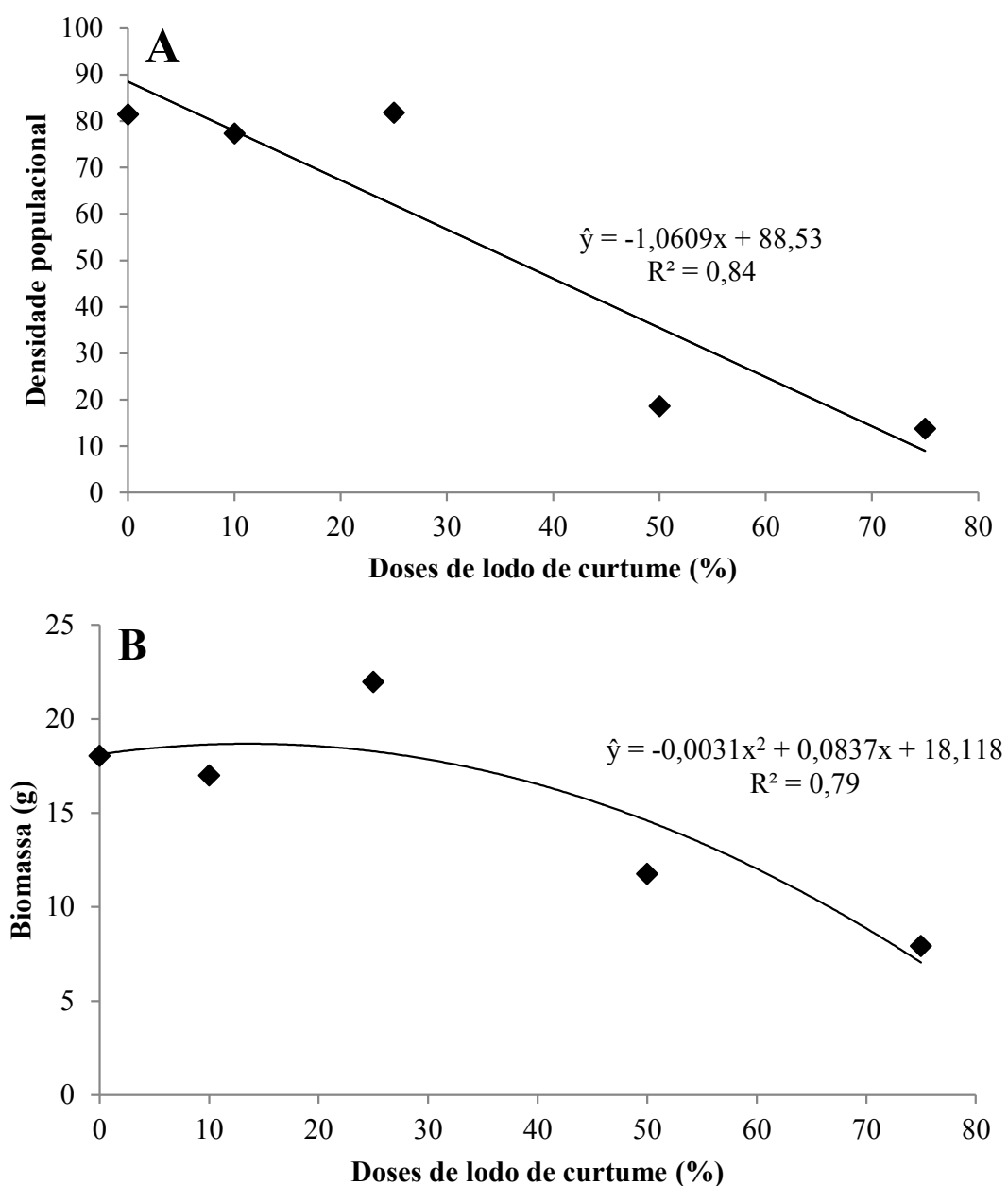


Figura 4.3. Densidade populacional (A) e biomassa (g) (B) de *Eisenia foetida* em função das proporções de lodo de curtume nos substratos usados no processo de vermicompostagem.

Em relação à variação da densidade populacional ao longo do período de vermicompostagem, observou-se, aos noventa dias, uma diminuição significativa ($p < 0,05$) nos tratamentos T0, T10 e T25 (Figura 4.4A), semelhantemente ao observado para a variável biomassa (Figura 4.4B). Resultados semelhantes foram observados por Kaushik & Garg (2004), Kaur et al. (2010) e Vig et al. (2011), ao realizarem a vermicompostagem de lodos de indústria têxtil, de resíduos provenientes da produção de papel e lodos de curtume, respectivamente. Nestes trabalhos e no presente estudo, observou-se um aumento crescente

da densidade populacional e biomassa das minhocas até o 90º dia experimental, diminuindo significativamente a partir dessa avaliação. Acredita-se que essa diminuição esteja diretamente relacionada ao esgotamento de material alimentício disponível para as minhocas.

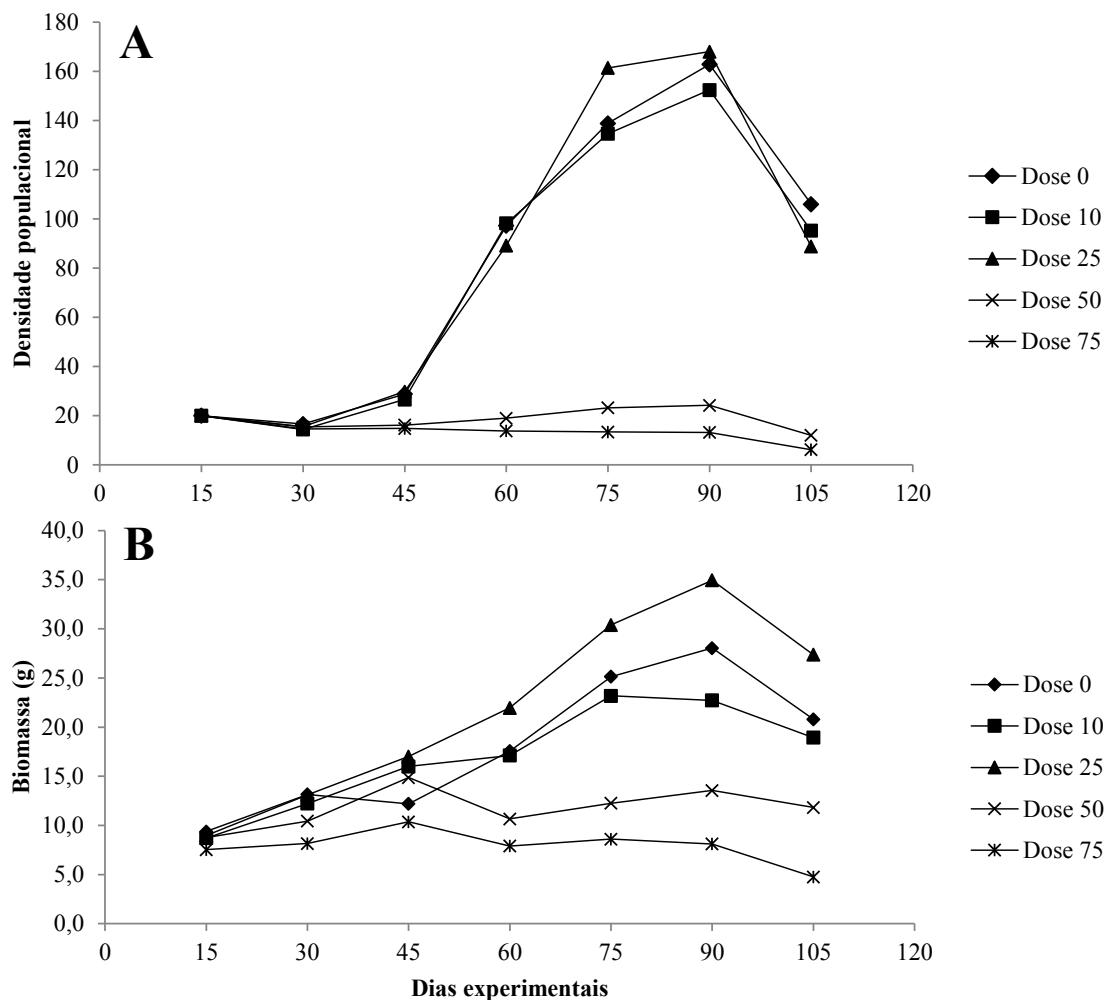


Figura 4.4. Densidade populacional (A) e biomassa (B) de *Eisenia foetida* ao longo do processo de vermicompostagem. Legenda: dose 0: 100% de esterco bovino; dose 10: 10% de lodo de curtume e 90% de esterco bovino; dose 25: 25% de lodo de curtume e 75% de esterco bovino; dose 50: 50% de lodo de curtume e 50% de esterco bovino; dose 75: 75% de lodo de curtume e 25% de esterco bovino.

Quanto ao pH dos substratos produzidos observou-se diferença significativa entre os tratamentos ($p < 0,05$). Houve um aumento linear do pH em função do aumento das doses de lodo misturadas ao esterco bovino (Figura 4.5). Esses resultados podem ser explicados pela própria natureza alcalina dos lodos de curtume, uma vez que, na etapa de depilação e caleiro substâncias alcalinas como a cal hidratada e o sulfeto de sódio são adicionadas às peles bovinas (Claas & Maia, 1994; Barros et al., 2001).

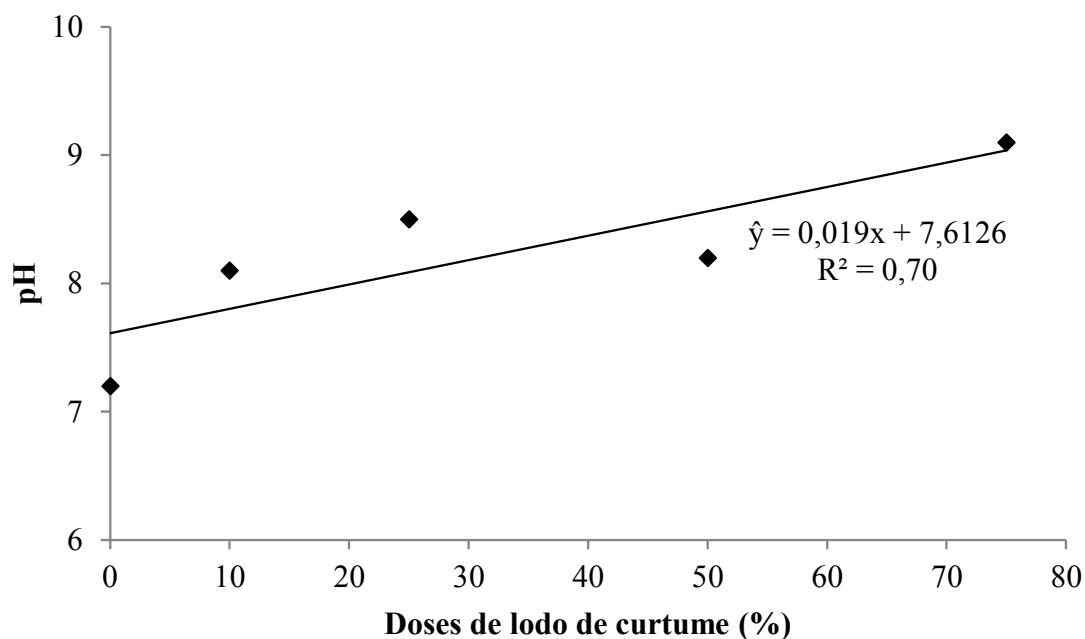


Figura 4.5. Valores de pH dos substratos produzidos em função das proporções de lodo de curtume nos substratos usados no processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. * $p < 0,05$.

Para os tratamentos T0, T10 e T25 não foram observadas diferenças significativas entre os valores de pH iniciais e finais; porém, para os tratamentos T50 e T75 observou-se que o processo de vermicompostagem diminuiu significativamente os valores de pH do substrato (Tabela 4.3). Dados da literatura apontam para resultados divergentes em relação aos efeitos da vermicompostagem de resíduos por *E. foetida* sobre o pH dos substratos. Enquanto Vig et al. (2011), por exemplo, relatam aumentos no pH durante a vermicompostagem de lodo de curtume, possivelmente devido à dissolução em água da amônia oriunda do metabolismo microbológico, Albanell et al. (1988) atribuem a redução do pH à produção de CO_2 e de ácidos orgânicos durante o metabolismo dos microrganismos presentes no processo de vermicompostagem. Acredita-se que este último fenômeno possa ter ocorrido nos tratamentos T50 e T75, ainda que a densidade populacional de minhocas nesses tratamentos tenha sido inferior à dos demais.

Em relação à temperatura e ao teor de umidade, não houve variação entre os tratamentos estabelecidos. Enquanto a umidade manteve-se entre 30 e 40%, a temperatura dos substratos variou de 24 a 28 °C. Esses resultados demonstram que a adição de lodo de curtume não alterou a temperatura e a umidade durante o processo de vermicompostagem.

Tabela 4.3. Caracterização química de substratos constituídos de lodo de curtume codisposto com esterco bovino (T0, T10, T25, T50 e T75)¹ no início e final do processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida* (Urutaí, GO, 2014).

| Variáveis | T0 | | T10 | | T25 | | T50 | | T75 | |
|--------------------------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | Inicial | Final | Inicial | Final | Inicial | Final | Inicial | Final | Inicial | Final |
| pH | 7,50a | 7,20a | 8,20a | 8,10a | 8,60a | 8,50a | 9,30a | 8,20b | 10,20a | 9,01b |
| N (g.dm ⁻³) | 11,90a | 11,53a | 11,65a | 11,15a | 12,53a | 12,05a | 14,91a | 13,61a | 10,28a | 10,51a |
| P (g.dm ⁻³) | 30,60a | 7,57b | 22,92a | 7,43b | 25,38a | 6,80b | 11,58a | 7,23b | 17,46a | 6,31b |
| K (g.dm ⁻³) | 79,59a | 28,26b | 58,92a | 21,05b | 58,82a | 20,55b | 14,32a | 10,59a | 3,88b | 6,12a |
| Na (g.dm ⁻³) | 2,53a | 1,49a | 3,32a | 3,53a | 5,67a | 4,67a | 3,47b | 10,65a | 08,92b | 12,63a |
| Ca (g.dm ⁻³) | 12,18a | 12,33a | 31,26b | 103,76a | 54,95b | 283,20a | 31,73b | 504,70a | 85,72b | 796,73a |
| Mg (g.dm ⁻³) | 7,73b | 13,60a | 6,24b | 25,52a | 7,47b | 28,61a | 2,88b | 22,85a | 5,05b | 17,69a |
| Fe (g.dm ⁻³) | 52,55b | 65,71a | 36,89b | 54,74a | 48,99b | 58,54a | 20,27b | 47,24a | 18,92b | 37,35a |
| Mn (g.dm ⁻³) | 1,24b | 1,70a | 1,08b | 1,47a | 0,96b | 1,24a | 0,22b | 1,31a | 0,07b | 0,31a |
| Zn (g.dm ⁻³) | 0,85b | 1,28a | 0,69b | 1,01a | 0,70b | 0,85a | 0,28b | 0,99a | 0,21b | 0,49a |
| C/N | 41,21a | 32,52b | 37,12a | 34,52b | 40,06a | 34,02b | 31,32a | 25,71b | 47,71a | 35,68b |

¹T0: tratamento com 0% de lodo de curtume e 100% de esterco bovino; T10: tratamento com 10% de lodo de curtume e 90% de esterco bovino; T25: tratamento com 25% de lodo de curtume e 75% de esterco bovino; T50: tratamento com 50% de lodo de curtume e 50% de esterco bovino; T75: tratamento com 75% de lodo de curtume e 25% de esterco bovino.

*Médias na linha e para cada grupo (T0 a T75), seguidas de letras diferentes são estatisticamente diferentes pelo teste t de Student ($p < 0,05$). Legenda: dose 0: 100% de esterco bovino; dose 10: 10% de lodo de curtume e 90% de esterco bovino; dose 25: 25% de lodo de curtume e 75% de esterco bovino; dose 50: 50% de lodo de curtume e 50% de esterco bovino; dose 75: 75% de lodo de curtume e 25% de esterco bovino.

Quanto à avaliação da concentração de nutrientes nos vermicompostos produzidos, as doses de lodo adicionadas ao esterco bovino influenciaram as concentrações dos elementos P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn e Zn ($p < 0,01$). Aumentos lineares de Na e Ca foram observados na medida em que as doses de lodo de curtume misturadas ao esterco bovino foram incrementadas (Figura 4.6A e 4.6B), o que pode ser explicado pelas elevadas concentrações de sulfeto de sódio e cal hidratada utilizadas, respectivamente, para dissolver os pêlos e provocar o intumescimento das peles. Aumentos nas concentrações desses elementos também foram observados ao final do período experimental (Tabela 4.3) em quase todos os tratamentos, devido provavelmente à diminuição do volume do substrato em função da vermicompostagem e da capacidade das minhocas em acelerarem a mineralização da matéria orgânica (Aquino et al., 1992).

No entanto, foi observada redução linear dos nutrientes K e P na medida em que as doses de lodo de curtume foram incrementadas (Figura 4.6C). Em quase todos os tratamentos observou-se uma diminuição significativa desses nutrientes ao final do período experimental, com exceção dos teores de K nos tratamentos T50 e T75 (Tabela 4.3). Em relação ao K, este encontra-se no substrato adsorvido eletrostaticamente às matérias orgânica e inorgânica ou como constituinte dos resíduos orgânicos e dos microrganismos vivos (Veras & Povinelli, 2004). Assim, pode-se admitir que suas concentrações nos grupos T50 e T75 estejam relacionadas à baixa degradabilidade dos resíduos orgânicos do lodo de curtume, coincidentes com a menor biomassa e densidade populacional de *E. foetida* identificadas nestes tratamentos. Quanto à diminuição de P ao longo da vermicompostagem, esta pode ser relacionada à imobilização do referido nutriente pelas minhocas durante seu metabolismo, conforme sugerido por outros estudos (Orozco et al., 1996; Veras & Povinelli, 2004; Singh et al., 2010; Vig et al., 2011)

Quanto à avaliação da concentração de nutrientes nos vermicompostos produzidos, as doses de lodo adicionadas ao esterco bovino influenciaram as concentrações dos elementos P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn e Zn ($p < 0,01$). Aumentos lineares de Na e Ca foram observados na medida em que as doses de lodo de curtume misturadas ao esterco bovino foram incrementadas (Figura 4.6A e 4.6B), o que pode ser explicado pelas elevadas concentrações de sulfeto de sódio e cal hidratada utilizadas, respectivamente, para dissolver os pêlos e provocar o intumescimento das peles. Aumentos nas concentrações desses elementos também foram observados ao final do período experimental (Tabela 4.3) em quase todos os tratamentos, devido provavelmente à diminuição do volume do substrato em função

da vermicompostagem e da capacidade das minhocas em acelerarem a mineralização da matéria orgânica (Aquino et al., 1992).

No entanto, foi observada redução linear dos nutrientes K e P na medida em que as doses de lodo de curtume foram incrementadas (Figura 4.6C). Em quase todos os tratamentos observou-se uma diminuição significativa desses nutrientes ao final do período experimental, com exceção dos teores de K nos tratamentos T50 e T75 (Tabela 4.3). Em relação ao K, este encontra-se no substrato adsorvido eletrostaticamente às matérias orgânica e inorgânica ou como constituinte dos resíduos orgânicos e dos microrganismos vivos (Veras & Povinelli, 2004). Assim, pode-se admitir que suas concentrações nos grupos T50 e T75 estejam relacionadas à baixa degradabilidade dos resíduos orgânicos do lodo de curtume, coincidentes com a menor biomassa e densidade populacional de *E. foetida* identificadas nestes tratamentos. Quanto à diminuição de P ao longo da vermicompostagem, esta pode ser relacionada à imobilização do referido nutriente pelas minhocas durante seu metabolismo, conforme sugerido por outros estudos (Orozco et al., 1996; Veras & Povinelli, 2004; Singh et al., 2010; Vig et al., 2011)

O Mg apresentou comportamento quadrático em função das doses de lodo utilizadas (Figura 4.6B). O teor de Mg no substrato aumentou até a concentração de 25% de lodo. Para todos os tratamentos, observou diferença estatisticamente significativa entre as concentrações inicial e final do Mg nos substratos, tendo havido um acréscimo deste nutriente ao final do experimento (Tabela 4.3). Resultados similares foram observados por Veras & Povinelli (2004), Suthar (2010) e Carvalho et al. (2009), ao estudarem vermicompostagem do lodo de esgoto consorciado com lixo urbano, de lodo de esgoto com palhada e de resíduos vegetais, respectivamente. Segundo Carvalho et al. (2009), o Mg também é convertido da forma orgânica imobilizada, para formas inorgânicas, por ações dos microrganismos e enzimas presentes no intestino das minhocas. Assim, o aumento dos teores de Mg na vermicompostagem era esperado.

Para os elementos Fe, Mn e Zn foi observada uma diminuição linear à medida que as doses de lodo de curtume foram aumentadas no substrato (Figura 4.6A e 4.6D). Em relação aos teores destes elementos ao final do período experimental, verificou-se um aumento significativo em todos os tratamentos (Tabela 4.3), corroborando outros estudos similares sobre vermicompostagem de resíduos sólidos (Kaushik & Garg, 2004; Suthar & Singh, 2008; Vig et al., 2011; Garg & Gupta, 2011). Conforme sugerido por Deolalikar et al. (2005), o aumento do teor desses metais pode estar relacionado a uma diminuição do

volume/peso do produto final e também à capacidade das minhocas em concentrar nutrientes no vermicomposto (Silva et al., 2002).

Em relação ao N e ao Cu não foram observadas diferenças significativas entre os teores no início e ao final do experimento (Tabela 4.3), tampouco quando comparadas às diferentes doses de lodo de curtume.

Quanto à relação C/N, não foram observadas diferenças significativas em relação às doses de lodo misturadas ao esterco bovino. Contudo, foi observada uma diminuição acentuada da relação C/N ao final do período experimental em todos os tratamentos (Tabela 4.3), indicando a maturação do substrato final. Essa diminuição pode ser atribuída à perda de carbono por meio da respiração microbiana e adição simultânea de nitrogênio pelas minhocas em forma de muco, conforme sugerido em outros estudos (Atiyeh et al., 2002; Suthar, 2006; Tripathi & Bhardwaj, 2004; Aira et al., 2007; Tognetti et al., 2007, Hait & Tare, 2011; Vig et al., 2011).

Outro aspecto importante a ser considerado, refere-se às especificações contidas na Instrução Normativa nº 025/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) do Brasil. Essa instrução aprova as normas sobre as especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Segundo o MAPA (2009), vermicompostos são considerados fertilizantes orgânicos compostos, resultantes da digestão da matéria orgânica proveniente de esterco, restos vegetais e outros resíduos orgânicos, pelas minhocas. Seguindo-se esta definição, o vermicomposto produzido a partir de lodo de curtume seria um fertilizante orgânico composto classe D.

Nesse sentido, apesar da referida Instrução Normativa não apresentar valores de referência para concentrações de metais e, ou, nutrientes que devam ser encontradas nos vermicompostos, observa-se que os valores de pH e N, em todos os tratamentos, atendem aos limites mínimos estabelecidos, os quais são 6 e 5 g.dm⁻³, respectivamente. Porém, os valores da relação C/N encontrados nos tratamentos do presente estudo, após a vermicompostagem, estão elevados quando comparados ao limite máximo estabelecido na referida Instrução ($C/N_{\text{máx}} = 14$), fato este que deve ser melhor estudado em trabalhos futuros. Quanto ao limite máximo para a concentração de Cr (contaminante inorgânico) estabelecido pela Resolução nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama, 2006), observou-se que a média dos valores do elemento no lodo de curtume "*in natura*", usado na vermicompostagem, não ultrapassou 12,01 mg.kg⁻¹, enquadrando-se no limite máximo permitido que é de 1.000 mg.kg⁻¹.

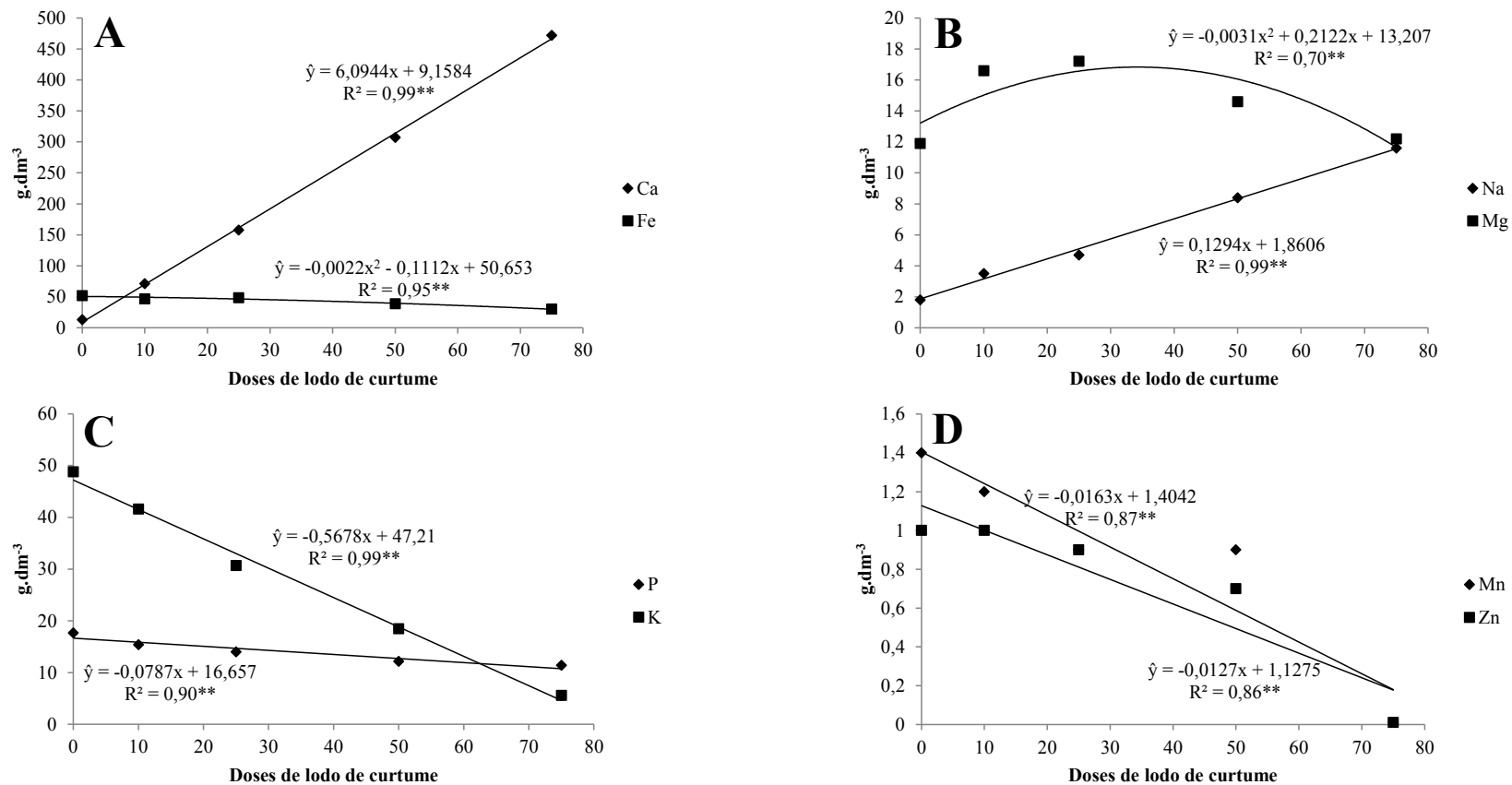


Figura 4.6. Concentrações de elementos químicos [(A) Ca e Fe, (B) Na e Mg, (C) P e K e (D) Mn e Zn] presentes nos vermicompostos produzidos com *Eisenia foedita*, em função das doses de lodo de curtume. $^{**}p < 0,01$.

4.4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados e de acordo com as condições experimentais, pode-se concluir que:

- A vermicompostagem de lodo de curtume sem a adição de esterco bovino mostrou-se inviável, devido, provavelmente, à toxicidade do resíduo de curtume;
- Em geral, os vermicompostos produzidos com *E. foetida* apresentaram teores de Ca e Mg que favorecem o seu uso como condicionadores do solo;
- A diminuição significativa da relação C/N observada ao final da vermicompostagem indica a bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, sinalizando a possibilidade de uso do vermicomposto como composto orgânico na agricultura e fornecendo uma destinação ambientalmente adequada ao lodo de curtume. No entanto, estudos futuros devem ser conduzidos com vistas a adequar a relação C/N do produto formado às especificações técnicas das instruções normativas do MAPA.
- A vermicompostagem pode ser introduzida como biotecnologia capaz de agregar valor agrônômico a lodos de curtume codipostos com esterco bovino, sobretudo em doses menores (em torno de 25% de lodo).

5 VERMICOMPOSTAGEM DE DIFERENTES TIPOS DE LODO DE CURTUME (CALEIRO E PRIMÁRIO) MISTURADOS COM ESTERCO BOVINO

RESUMO

A problemática da geração de resíduos sólidos constitui preocupação atual em função do potencial poluidor de muitos materiais produzidos. Assim, este estudo, objetivou avaliar a vermicompostagem de diferentes lodos de curtume (caleiro e primário), visando seu reaproveitamento na agricultura. Para isso, lodos de curtume dos tipos caleiro e primário foram misturados com esterco bovino em diferentes proporções (10, 20, 30, 40 e 50%, em base seca) e, em seguida, foram introduzidas minhocas da espécie *Eisenia foetida*. Após 120 dias, os compostos foram analisados quimicamente. Os resultados demonstraram que os compostos produzidos ao final da investigação, apresentaram aumento nos valores de pH e nas concentrações de N, P, K, Ca, Mg e Na, em relação às concentrações iniciais dos substratos. Além disso, observou-se diminuição da concentração de COT e da relação C/N, indicando a maturação do composto final. Todos os tratamentos, após a vermicompostagem, apresentaram valores de pH, N e COT acima dos valores mínimos estabelecidos pelo MAPA. Além disso, as concentrações dos elementos Cu, Zn e Cr observados no presente estudo, não extrapolaram os limites estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), em nenhum dos tratamentos. Conclui-se, portanto, que os lodos de curtume dos tipos caleiro e primário podem ser usados como matrizes para a produção de vermicompostos, gerando compostos finais com características químicas que favorecem o seu uso como condicionadores do solo. Recomenda-se a utilização de vermicompostos referentes aos tratamentos constituídos de 20% de lodo de curtume (caleiro ou primário) e 80% de esterco bovino, haja vista as elevadas concentrações de K observadas nestes grupos.

Palavras-chave: vermicultura, resíduos sólidos, minhocas, agroecologia.

ABSTRACT

VERMICOMPOSTING OF DIFFERENT TYPES OF TANNERY SLUDGE (LIMING AND PRIMARY) MIXED WITH CATTLE DUNG

Considering that the issue of generating solid residues constitutes a present-day worry, due to the polluting potential of several resulting materials, the objective of this study was to assess vermicomposting of different types of tannery sludge (liming and primary) for reuse in agriculture. Liming and primary tannery sludge were mixed with cattle dung in

different proportions (10, 20, 30, 40 and 50%, dry basis). After that, earthworms of the *Eisenia foetida* species were introduced. After 120 days, the composts were analyzed. The results showed that the composts produced by the end of the investigation yielded higher pH and N, P, K, Ca, Mg and Na concentrations than the initial concentrations in the substrates. Decrease in TOC content and C/N ratio was also observed, indicating the maturation of the final compost. After vermicomposting, pH, N and TOC contents were higher than the minimum values established by MAPA for all treatments. Cu, Zn and Cr concentrations observed in the present study did not exceed the limits established by the Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama – National Council for the Environment). It is concluded that tannery sludge of the liming and primary types can be used as matrix for the production of vermicomposts, generating final composts with chemical characteristics that favor their use as soil conditioners. It is recommended the use of vermicomposts corresponding to treatments constituted by 20% tannery sludge (liming or primary) and 80% cattle dung, because of the high K concentrations observed in these groups.

Keywords: vermiculture, solid residues, earthworms, agroecology.

5.1 INTRODUÇÃO

Em função da larga urbanização e do crescimento populacional, como consequência do desenvolvimento econômico de muitos países, tem sido notado crescente produção de resíduos. Como consequência, também têm crescido as preocupações em torno desses materiais, haja vista que muitos resíduos, caso sejam dispostos inadequadamente no ambiente, podem provocar sérios problemas ambientais e de saúde pública. Alguns dos resíduos que têm sido produzidos em grandes quantidades, referem-se aos produzidos nas indústrias de couro (curtume) (Godecke et al., 2012).

O Brasil abrange cerca de 10% a 11% da produção mundial de couros, sendo classificado como o quinto maior produtor mundial com produção inferior apenas às dos Estados Unidos, Rússia, Índia e Argentina (Pacheco, 2005). As exportações brasileiras de couros e peles apresentadas pela Secretaria de Comércio Exterior (SECEX), referentes ao mês de julho 2014, registraram o valor de, aproximadamente, US\$ 246 milhões, o que significa um crescimento de 24,3% em relação ao mesmo mês de 2013, quando foram exportados perto de US\$ 198 milhões (CICB, 2014). Esses dados evidenciam que o processamento da pele bovina (matéria-prima) tem ocorrido em grandes volumes no Brasil, o que implica diretamente na geração de grandes quantidades de resíduos de curtume (Ganem, 2007).

Apesar das legislações ambientais exigirem que o tratamento dos resíduos seja realizado pelos próprios curtumes, muitas empresas convivem com problemas relacionados ao acúmulo de grandes volumes desses materiais e com a falta de destinação final adequada para o lodo gerado em suas estações de tratamento. Além disso, grande parte dos resíduos, permanece nos pátios das empresas sem qualquer tipo de utilização ou reaproveitamento. Esses resíduos, em sua maioria, além de serem potencialmente perigosos por conterem substâncias ou elementos tóxicos, muitas vezes apresentam aspecto e odor desagradáveis, além de demandarem grandes espaços físicos para o seu armazenamento (Ganem, 2007; Godecke et al., 2012).

Assim, tem sido estimulado o desenvolvimento de estudos que contribuam com formas de tratamento ou de reaproveitamento desses materiais. Uma opção interessante trata-se da vermicompostagem, processo que não apenas pode servir como forma de tratamento dos lodos de curtume (Carlesso et al., 2011; Teixeira & Almeida, 2013), mas também como biotecnologia capaz de transformar esses resíduos em compostos nobres e passíveis de serem usados em outros setores, como a agricultura (Suthar, 2010). Conforme discutido por Yadav & Garg (2011), durante a vermicompostagem diferentes nutrientes importantes para as plantas, presentes nos resíduos, são convertidos por meio da ação conjunta de minhocas e sua microbiota intestinal em formas muito mais solúveis e disponíveis para as plantas do que as formas apresentadas nos resíduos *in natura*.

Em se tratando da vermicompostagem de resíduos de curtume, alguns poucos trabalhos podem ser encontrados na literatura (Bidone, 1995; Gondek & Filipek-Mazur, 2003; Ravindran et al., 2008; Vig et al., 2011; Teixeira & Almeida, 2013), os quais apontam para o potencial da vermicompostagem como forma de tratamento desses resíduos. Esses trabalhos avaliaram o processo de vermicompostagem envolvendo resíduos de curtume codispostos com diferentes substratos (vegetais e animais) e sob ação de diferentes espécies de minhocas. No entanto, ao considerar que os resíduos produzidos nas indústrias curtumeiras apresentam características muito variáveis, dentro, inclusive, da mesma indústria, é necessário o desenvolvimento de mais estudos, visando contribuir de forma sistemática para a geração de conhecimentos que avaliem a viabilidade de reaproveitar esses resíduos por meio da vermicompostagem.

Em estudo anterior, verificou-se que a vermicompostagem (sob ação de *Eisenia foetida*) de diferentes doses de lodo de curtume misto (dos tipos caleiro + primário) codisposto com esterco bovino constitui um processo biotecnológico de tratamento capaz de

adicionar valor agronômico a este resíduo (Malafaia et al., 2014). Contudo, o vermicomposto produzido apresentou alta relação C/N, contrariando as especificações técnicas da Instrução Normativa nº 025/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) do Brasil, o que dificulta, por exemplo, o registro e a comercialização futura do composto produzido.

Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar a vermicompostagem de diferentes tipos de lodo de curtume (caleiro e primário), codispostos com esterco bovino em diferentes proporções, com o intuito de produzir compostos com alto conteúdo nutricional com potencial para nutrição de plantas e com características agronômicas que se adequam às especificidades técnicas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA)⁶ e do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama⁷).

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

No presente estudo foram conduzidos experimentos com Oligoquetas - Lumbricidae, da espécie *Eisenia foetida* (minhocas vermelhas da Califórnia), selecionadas por apresentarem habilidade em converter resíduos orgânicos pouco decompostos em material estabilizado, elevada proliferação e rápido crescimento (Aquino et al., 1992), além de possuir ampla faixa de tolerância a temperatura e umidade, assim como resistência ao manuseio (Edwards, 1998).

Foram utilizados os dois tipos de lodo de curtume mais gerados em uma indústria curtumeira localizada na cidade de Pires do Rio (GO, Brasil): o lodo do tipo caleiro (proveniente da etapa de depilação e caleiro) e o do tipo primário (proveniente da Estação de Tratamento de Efluentes da própria indústria). Ressalta-se que na indústria curtumeira que forneceu os lodos, os efluentes gerados nas etapas de curtimento (que contém o elemento Cr) são tratados separadamente dos efluentes gerados nas demais etapas. O substrato orgânico misturado ao lodo de curtume foi o esterco bovino, selecionado por representar boa

⁶Conforme discutimos em trabalho anterior (Malafaia et al., 2014), a Instrução Normativa nº 025/2009 do MAPA aprova as normas sobre as especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Segundo o MAPA, vermicompostos são considerados fertilizantes orgânicos compostos, resultantes da digestão da matéria orgânica proveniente de esterco, restos vegetais e outros resíduos orgânicos, pelas minhocas. Seguindo-se essa definição, o vermicomposto produzido a partir de lodo de curtume seria um fertilizante orgânico composto classe D.

⁷A resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006, do Conama, define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

fonte de alimento para as minhocas, sendo considerado o componente orgânico mais utilizado em processos de vermicompostagem (Aquino et al., 2005).

Para viabilizar o processo de vermicompostagem, procedeu-se a secagem separada dos lodos de curtume (dos tipos caleiro e primário) antes da mistura destes com o esterco (seco e curtido). Assim, os lodos foram colocados sobre lonas plásticas em camadas de, aproximadamente, 5 cm e o processo de secagem ocorreu de forma natural por um período aproximado de 30 dias (Figura 5.1). A Tabela 5.1 apresenta a caracterização dos resíduos utilizados neste estudo, realizada de acordo com a metodologia proposta por Tedesco et al. (1995).

Tabela 5.1. Principais características dos lodos de curtume (dos tipos caleiro e primário) e esterco bovino usados no processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutai, GO, 2014.

| Atributos | Substratos | | |
|-----------------------------------|----------------|---------------------------------|----------------------------------|
| | Esterco bovino | Lodo de curtume do tipo caleiro | Lodo de curtume do tipo primário |
| pH (CaCl ₂) | 8,7 | 7,6 | 9,0 |
| N (%) | 0,6 | 0,8 | 3,5 |
| P (Melich – mg.dm ⁻³) | 700,0 | 52,0 | 7,0 |
| K (mg.dm ⁻³) | 3.200,0 | 280,0 | 140,0 |
| Ca (cmolc.dm ⁻³) | 3,2 | 28,0 | 27,9 |
| Mg (cmolc.dm ⁻³) | 4,9 | 19,6 | 10,1 |
| Al (cmolc.dm ⁻³) | 0,0 | 0,2 | 0,0 |
| H + Al (cmolc.dm ⁻³) | 0,6 | 5,8 | 11,7 |
| CTC (cmolc.dm ⁻³) | 19,1 | 18,2 | 44,4 |
| Na (mg.dm ⁻³) | 500,0 | 1.400,0 | 1.000,0 |
| Cu (mg.dm ⁻³) | 3,6 | 0,6 | 0,5 |
| Fe (mg.dm ⁻³) | 268,0 | 13,0 | 8,0 |
| Mn (mg.dm ⁻³) | 43,0 | 3,0 | 4,0 |
| Zn (mg.dm ⁻³) | 31,0 | 32,5 | 12,9 |
| Matéria orgânica (%) | 16,0 | 6,3 | 20,0 |
| Sat Al (%) | 0,0 | 3,0 | 0,0 |
| Sat Base (%) | 97,0 | 68,0 | 74,0 |
| Carbono Orgânico Total (%) | 14,1 | - ¹ | - |
| Cr (mg.dm ⁻³) | <LQ | <LQ | <LQ |

¹(-): atributo não avaliado. <LQ: menor que o limite de quantificação da técnica utilizada – 5,0 mg.dm⁻³.

Tanto o lodo seco, quanto o esterco bovino foram passados em peneira de 8 mm, antes de serem misturados, visando uniformizar o tamanho das partículas e eliminar materiais indesejáveis ao bom desempenho do processo de vermicompostagem. O arranjo dos tratamentos consistiu de seis unidades experimentais para cada tipo de lodo de curtume,

distribuídas em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com sete repetições cada, conforme especificações da Tabela 5.2. Salienta-se que as unidades experimentais foram instaladas em vasos plásticos com capacidade volumétrica de 3 L (Figura 5.2), conforme realizado em trabalho anterior (Malafaia et al., 2014). A janela da sala de vermicompostagem, quando do inóculo das minhocas, foi coberta com material que impediu a radiação luminosa no ambiente, a fim de não interferir na ação das minhocas sobre os substratos.



Figura 5.1. Secagem dos lodos de curtume dos tipos primário (A) e caleiro (B), antes da mistura com o esterco bovino. Urutaí, GO, 2014.

Após o estabelecimento das unidades experimentais, as misturas foram reviradas manualmente, a cada 24 h, durante vinte dias, a fim de eliminar possíveis gases tóxicos

voláteis. Após esse período, uma amostra de cada tratamento foi coletada para determinação dos atributos pH, N, P, K, COT, C/N, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn e Zn, conforme metodologia descrita pela Embrapa (1997). Em seguida, cada vaso recebeu um total de vinte minhocas adultas. Todas as análises químicas foram realizadas no Laboratório Terra – Análises para Agropecuária Ltda, localizado em Goiânia (GO, Brasil).

Tabela 5.2. Tratamentos com as proporções das misturas de lodo de curtume (dos tipos caleiro e primário) e esterco bovino em processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutai, GO, 2014*.

| Tratamentos | Lodo de caleiro (%) | Lodo primário (%) | Esterco bovino (%) |
|------------------------------------|---------------------|-------------------|--------------------|
| Esterco bovino (E100) | 0 | 0 | 100 |
| Lodo do tipo caleiro a 10% (Lc10) | 10 | 0 | 90 |
| Lodo do tipo caleiro a 20% (Lc20) | 20 | 0 | 80 |
| Lodo do tipo caleiro a 30% (Lc30) | 30 | 0 | 70 |
| Lodo do tipo caleiro a 40% (Lc40) | 40 | 0 | 60 |
| Lodo do tipo caleiro a 50% (Lc50) | 50 | 0 | 50 |
| Lodo do tipo primário a 10% (Lp10) | 0 | 10 | 90 |
| Lodo do tipo primário a 20% (Lp20) | 0 | 20 | 80 |
| Lodo do tipo primário a 30% (Lp30) | 0 | 30 | 70 |
| Lodo do tipo primário a 40% (Lp40) | 0 | 40 | 60 |
| Lodo do tipo primário a 50% (Lp50) | 0 | 50 | 50 |

*Cada vaso continha 1 kg no total de substrato (lodo de curtume + estrume bovino).

Destaca-se que todos os vasos foram tampados com material plástico de sombreamento (tela plástica conhecida comercialmente como Sombrite) para dificultar a possível fuga das minhocas e, ao mesmo tempo, permitir a aeração do substrato. O substrato foi umedecido com água até atingir entre 30% a 40% de umidade e mantido durante todo o experimento com regas manuais periódicas. Ao final do período de 120 dias de vermicompostagem, os compostos produzidos foram peneirados, secos ao ar e armazenados em sacos plásticos para novas análises químicas e físico-químicas.

Os dados referentes às concentrações iniciais e finais dos vermicompostos foram comparados usando o teste t de *Student*, tendo sido avaliada a normalidade dos dados pelo teste de Anderson Darling e Shapiro-Wilk. Os dados referentes às concentrações de nutrientes nos compostos foram submetidos à análise de variância, a 5% de significância, e quando detectadas diferenças significativas entre as doses de lodo de curtume, realizou-se análise de regressão. Posteriormente, foram elaborados gráficos com os modelos de regressão (linear ou quadrático) que melhor se ajustaram aos dados amostrais. Nesses casos,

a seleção do melhor modelo de regressão foi baseada no coeficiente de determinação (R^2) e no valor de F. Todos os procedimentos estatísticos foram executados por meio do *software* ASSISTAT, versão 7.7 beta (cópia distribuída gratuitamente).



Figura 5.2. Organização das unidades experimentais para a condução da vermicompostagem dos lodos de curtume codispostos com esterco bovino, Urutaí, GO, 2014.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme pode ser observado na Tabela 5.3, houve um aumento significativo na concentração de N, ao final do experimento, em todos os tratamentos, incluindo o tratamento controle (E100 – 100% de esterco bovino) e aqueles constituídos de lodo de curtume dos tipos caleiro e primário, com exceção apenas do tratamento Lp40. Na medida em que foram incrementadas as doses dos lodos dos tipos caleiro e primário, misturados ao esterco bovino, observou-se um aumento linear na concentração do N (Figura 5.3A).

Esses dados, embora não coincidam com aqueles observados por Malafaia et al. (2014), corroboram trabalhos similares que vermicompostaram não apenas lodo de curtume (Ravindran et al., 2008; Vig et al., 2011), mas também outros substratos (Veras & Povinelli, 2004; Aquino et al., 2005; Godoy et al., 2009; Oliveira, 2010; Dores-Silva et al., 2011; Eckhardt, 2011).

Tanto no presente estudo, quanto nos estudos supracitados, acredita-se que o aumento na concentração de N observado ao longo do processo de vermicompostagem esteja relacionado à redução na massa de material, notadamente carbono, liberado nos processos metabólicos das minhocas (Singh et al., 2010), e aos produtos nitrogenados provindos das minhocas. Esses produtos, possivelmente, são oriundos dos excrementos dos anelídeos, da urina (na forma de amônia e ureia), das mucoproteínas e de seus próprios tecidos após a morte, considerando que de 65% a 75% de composição corporal desses animais são formados por proteínas (Atiyeh et al., 2002; Tripathi & Bhardwaj, 2004; Hobson et al., 2005; Suthar, 2006; Vig et al., 2011).

Conforme discutido por Dores-Silva et al. (2011), o aumento de N intensifica a capacidade fertilizante do vermicomposto, uma vez que o nitrogênio é um dos nutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Segundo Atiyeh et al. (2002), o aumento de nutrientes, como o nitrogênio, está diretamente relacionado com a mineralização da matéria orgânica pelas minhocas.

Em relação ao P, foi observada diminuição linear em suas concentrações na medida em que as doses de lodo de curtume (caleiro e primário) foram incrementadas (Figura 5.3B). Nesse caso, acredita-se que essa diminuição tenha ocorrido devido tanto à diminuição do percentual de esterco bovino (rico em P – 700 mg.dm^{-3} , Tabela 5.1), quanto à imobilização do referido nutriente pelas minhocas durante seu metabolismo, conforme sugerido por outros estudos (Orozco et al., 1996; Veras & Povinelli, 2004; Singh et al., 2010), incluindo o trabalho anteriormente desenvolvido por Malafaia et al. (2014).

Tabela 5.3. Concentrações de N, P, K, Ca, Mg e Na nos substratos, inicialmente, e nos vermicompostos ao final do processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

| Tratamentos | Avaliações | N (%) | P (mg.dm ⁻³) | K (mg.dm ⁻³) | Ca (cmolc.dm ⁻³) | Mg (cmolc.dm ⁻³) | Na (mg.dm ⁻³) |
|-------------|------------|--------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------|
| E100 | Inicial | 0,60b ¹ | 700b | 3.200b | 3,20b | 4,90b | 500b |
| | Final | 1,20a | 1150a | 14.000a | 5,40a | 15,00a | 600a |
| Lc10 | Inicial | 0,78b | 635b | 2.899b | 3,28b | 4,44b | 580b |
| | Final | 1,30a | 1000a | 19.000a | 6,80a | 14,00a | 990a |
| Lc20 | Inicial | 0,80b | 570b | 2.500b | 3,50b | 4,01b | 675b |
| | Final | 1,35a | 700a | 18.000a | 14,00a | 18,00a | 1.000a |
| Lc30 | Inicial | 0,85b | 499a | 2.300b | 3,57b | 3,55b | 779b |
| | Final | 1,40a | 500a | 17.500a | 14,00a | 19,00a | 1.300a |
| Lc40 | Inicial | 0,90b | 439b | 2.077b | 3,99b | 3,01b | 868b |
| | Final | 1,50a | 460a | 16.000a | 14,10a | 19,00a | 1.400a |
| Lc50 | Inicial | 0,97b | 366a | 1.700b | 4,15b | 2,66b | 1.001b |
| | Final | 1,60a | 400a | 13.600a | 17,00a | 21,00a | 1.550a |
| Lp10 | Inicial | 0,85b | 630b | 2.880b | 3,18b | 4,39b | 550b |
| | Final | 1,20a | 700a | 19.000a | 7,90a | 15,00a | 1.100a |
| Lp20 | Inicial | 0,95b | 566a | 2.500b | 6,14b | 3,82b | 588b |
| | Final | 1,20a | 400b | 20.000a | 14,00a | 15,00a | 1.200a |
| Lp30 | Inicial | 1,10b | 422a | 2.200b | 9,11b | 3,25b | 645b |
| | Final | 1,30a | 200b | 16.000a | 22,00a | 16,00a | 1.700a |
| Lp40 | Inicial | 1,22a | 418a | 1.800b | 12,89b | 2,77b | 699b |
| | Final | 1,30a | 100b | 15.000a | 24,00a | 18,00a | 1.800a |
| Lp50 | Inicial | 1,31b | 351a | 1.660b | 14,84b | 2,47b | 738b |
| | Final | 1,40a | 95b | 12.200a | 28,00a | 19,00a | 2.100a |

¹Letras iguais entre as concentrações finais e iniciais não diferem entre si pelo teste t de *Student* a 5% de significância

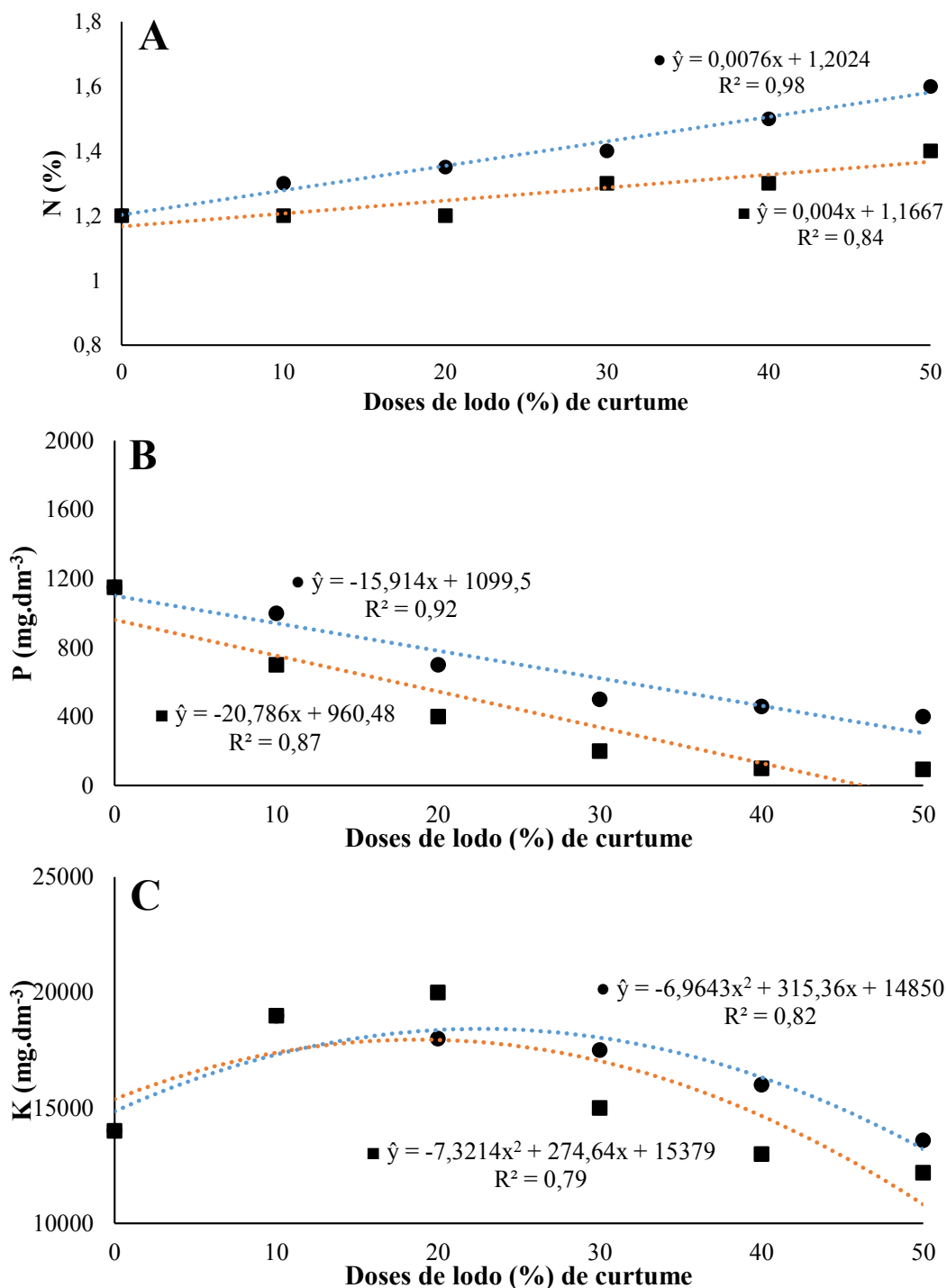


Figura 5.3. Concentrações de nitrogênio (A), fósforo (B) e potássio (C) nos vermicompostos produzidos em função das doses de lodo de curtume nos substratos usados no processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

No entanto, quando comparadas as concentrações iniciais e finais do P, nos diferentes tratamentos, não se observou um padrão bem definido. Enquanto nos tratamentos E100, Lc10, Lc20, Lc40 e Lp10 foi observado um aumento significativo de P ao final da vermicompostagem, nos tratamentos Lp20, Lp30, Lp40 e Lp50 evidenciou-se uma

diminuição na concentração do elemento (Tabela 5.3). Nesses casos, acredita-se que nos tratamentos em que foram observados aumentos do P ao final do experimento, estes provavelmente ocorreram em função da redução do volume resultante do processo de vermicompostagem.

Embora não tenha sido medido o volume inicial e final dos substratos, o que constitui uma limitação do estudo, observou-se claramente que os vasos que continham lodo de curtume do tipo caleiro, o volume do composto ao final do experimento era evidentemente menor. Por outro lado, essa diminuição nos tratamentos Lp20, Lp30, Lp40 e Lp50, provavelmente, está relacionada à imobilização do P pelas minhocas, conforme também sugerido no estudo de Veras & Povinelli (2004).

Quanto às concentrações de K, estas apresentaram um comportamento quadrático, aumentando até a dose de 10% de lodo do tipo caleiro e 20% de lodo de curtume do tipo primário, e decrescendo posteriormente com o aumento das doses (Figura 5.3C). Todavia, vale salientar que a concentração de K observada ao final do experimento, em todos os tratamentos, foi significativamente maior do que aquela observada inicialmente (Tabela 5.3).

Esses dados divergem daqueles obtidos por Malafaia et al. (2014), em que foi verificada uma diminuição do potássio ao final do processo de vermicompostagem de lodo de curtume também misturado com esterco bovino. Segundo Singh et al. (2010), essa diminuição estaria relacionada ao consumo do elemento pelas minhocas. No entanto, no presente estudo, acredita-se que a elevada concentração do K, ao final do experimento, esteja relacionada à diminuição do volume resultante do processo de vermicompostagem, quando comparado ao volume inicial.

Em relação aos elementos Ca, Mg e Na, observou-se que as doses de lodo de curtume (caleiro e primário) adicionadas ao esterco bovino influenciaram suas concentrações. Aumentos lineares dos teores desses elementos foram observados, na medida em que as concentrações de lodo de curtume foram aumentadas (Figura 5.4), resultado este que pode ser explicado pela elevada concentração de Ca, Mg e Na nos lodos de curtume (Tabela 5.1).

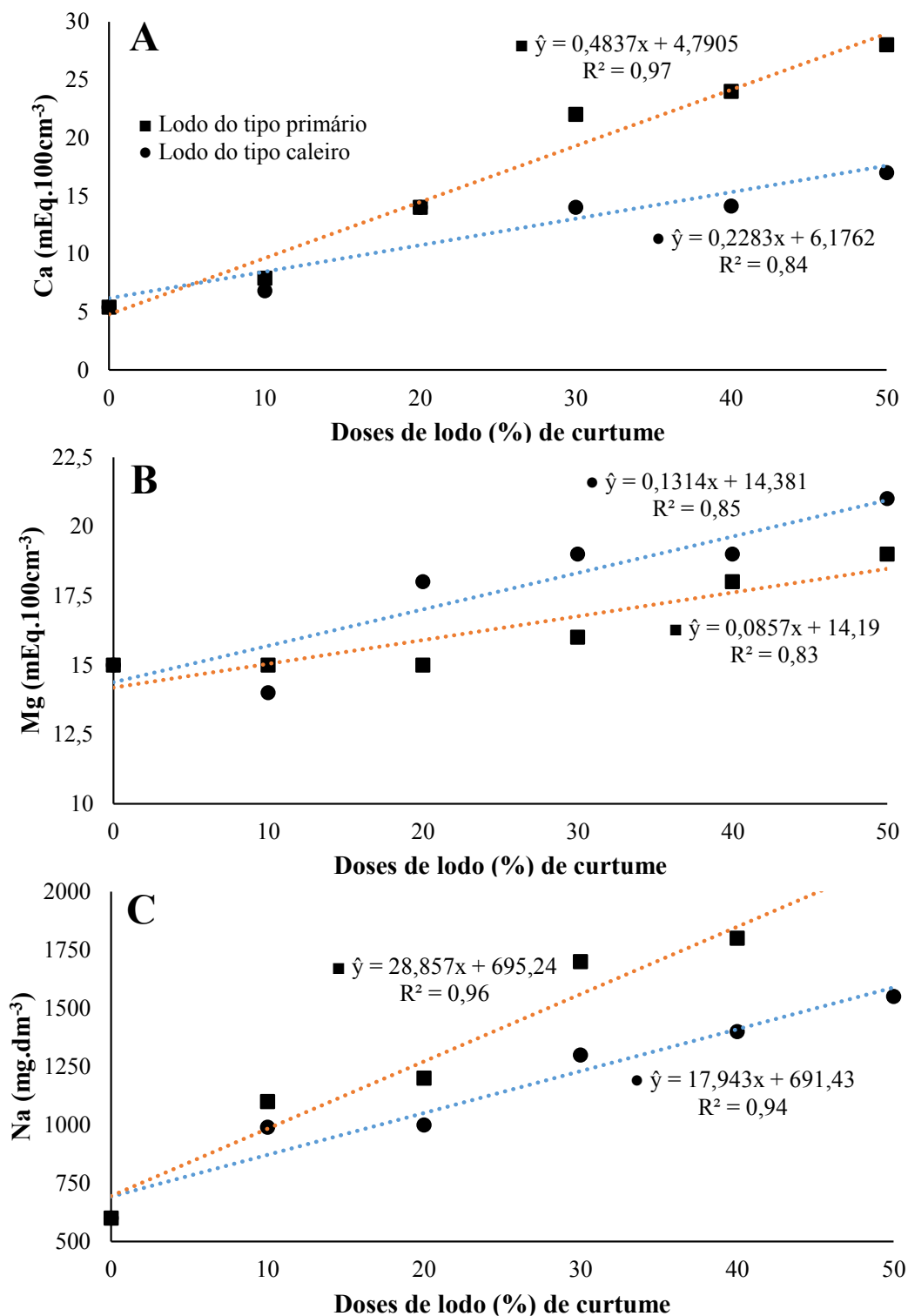


Figura 5.4. Concentrações de cálcio (A), magnésio (B) e sódio (C) nos vermicompostos produzidos em função das doses de lodo de curtume nos substratos usados no processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

Observou-se também aumento nas concentrações finais desses elementos em todos os tratamentos, quando comparadas às concentrações avaliadas inicialmente (Tabela 5.3). Provavelmente, esses aumentos nos teores de Ca, Mg e Na também ocorreram em

função da redução de volume resultante do processo de vermicompostagem, conforme sugerido por Bidone (1995) e Veras & Povinelli (2004). No estudo de Veras & Povinelli (2004), essa hipótese é reforçada, uma vez que neste estudo foi constatado um aumento no teor de Ca e Mg, tanto nos tratamentos que receberam minhocas, quanto naqueles em que não houve a inoculação com *E. foetida*.

Em relação ao Cu, Fe, Zn e Mn, sabe-se que estes são elementos importantes para as plantas e animais, incluindo seres humanos. No entanto, podem apresentar efeitos tóxicos dependendo de suas concentrações no meio, suas mobilidades, as vias pelas quais são absorvidas, bem como de sua biodisponibilidade (Alloway & Ayers, 1994; Kızılkaya, 2005). No presente estudo, foi observado um comportamento quadrático para os teores de Cu e Mn, na medida em que as doses de lodo de curtume foram aumentadas (caleiro para o Cu e caleiro e primário para o Mn) (Figura 5.5A e 5.5B). Para ambos os elementos, observou-se uma maior concentração no tratamento constituído de 10% de lodo de curtume. Por outro lado, as concentrações de Fe e Zn diminuíram linearmente, na medida em que as doses de lodo foram aumentadas (Figura 5.5C e 5.5D).

Embora tenha sido observado, na maioria dos tratamentos, um aumento nas concentrações de Cu, Fe, Zn e Mn em relação às suas concentrações iniciais (Tabela 5.4), o que corrobora com os estudos de vermicompostagem desenvolvidos anteriormente (Kaushik & Garg, 2004; Suthar & Singh, 2008; Vig et al., 2011; Garg & Gupta, 2011; Malafaia et al., 2014), em alguns tratamentos as concentrações dos elementos diminuíram (ex.: Lp30, Lp40 e Lp50 para Cu, Fe e Zn) e em outros não foram identificadas diferenças estatisticamente significativas (ex.: E100 para Cu, Lc30 para Fe e Lp40 para Mn) (Tabela 5.4).

Acredita-se que estes dados também estejam relacionados, possivelmente, a dois fatores. O primeiro refere-se à diminuição do volume de substrato nos vasos, o que explicaria o aumento das concentrações dos elementos ao final do processo de vermicompostagem. Já o segundo, estaria relacionado à assimilação dos elementos pelas minhocas, pelas bactérias presentes nos substratos ou por aquelas que vivem na biota intestinal dos anelídeos, o que explicaria a diminuição dos mesmos ao final do processo de vermicompostagem.

Sabe-se, por exemplo, que há bactérias que absorvem o ferro do solo ou substrato, assimilando-o e depositando, posteriormente, o elemento em forma de compostos na parede externa da única célula de seu corpo (Landgraf et al., 2005). De todo modo, é necessário que estudos futuros sejam realizados, afim de avaliar de forma mais específica o comportamento das concentrações desses elementos no processo de vermicompostagem,

considerando que as variáveis analisadas na presente pesquisa, não permitem que conclusões precisas sobre esses elementos sejam elaboradas.

Tabela 5.4. Concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn nos substratos inicialmente e nos vermicompostos ao final do processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

| Tratamentos | Avaliações | Atributos avaliados (mg.dm ⁻³) | | | |
|-------------|------------|--|--------|-------|--------|
| | | Cu | Fe | Mn | Zn |
| E100 | Inicial | 3,60a ¹ | 268,0b | 43,0b | 31,00b |
| | Final | 4,00a | 272,0a | 44,0a | 40,00a |
| Lc10 | Inicial | 3,30b | 241,5a | 37,0b | 31,05b |
| | Final | 5,70a | 240,0b | 66,0a | 35,00a |
| Lc20 | Inicial | 2,88b | 216,0b | 34,0b | 31,10b |
| | Final | 5,00a | 244,0a | 68,0a | 36,00a |
| Lc30 | Inicial | 2,65b | 189,5a | 31,0b | 31,40b |
| | Final | 4,30a | 190,0a | 60,0a | 34,00a |
| Lc40 | Inicial | 2,20b | 166,5b | 28,5b | 31,70b |
| | Final | 3,90a | 210,0a | 47,0a | 55,00a |
| Lc50 | Inicial | 1,90b | 139,5b | 21,0b | 32,00b |
| | Final | 2,80a | 160,0a | 43,0a | 44,00a |
| Lp10 | Inicial | 3,20b | 242,1a | 37,1b | 29,10b |
| | Final | 5,80a | 210,0b | 68,0a | 44,00a |
| Lp20 | Inicial | 2,90a | 214,5a | 35,8b | 26,80b |
| | Final | 2,90a | 122,0b | 55,0a | 39,00a |
| Lp30 | Inicial | 2,57a | 188,9a | 29,4b | 24,50a |
| | Final | 2,00b | 36,0b | 35,0a | 12,00b |
| Lp40 | Inicial | 2,12a | 164,1a | 27,9a | 23,70a |
| | Final | 0,50b | 35,0b | 24,0a | 5,00b |
| Lp50 | Inicial | 1,98a | 139,1a | 23,7a | 20,94a |
| | Final | 0,40b | 31,0b | 18,0b | 2,30b |

¹Letras iguais entre as concentrações finais e iniciais não diferem entre si pelo teste t de *Student*, a 5% de significância.

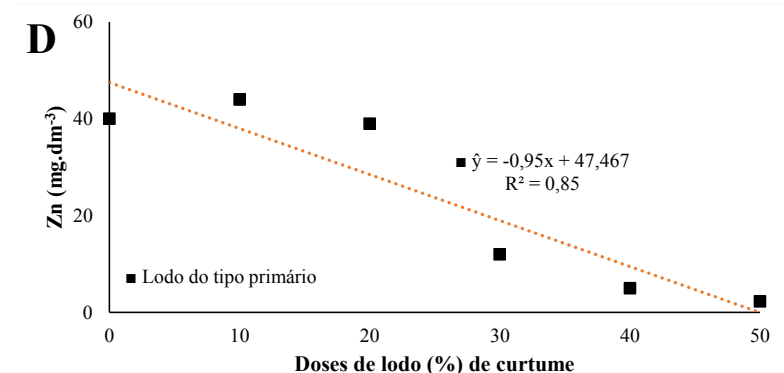
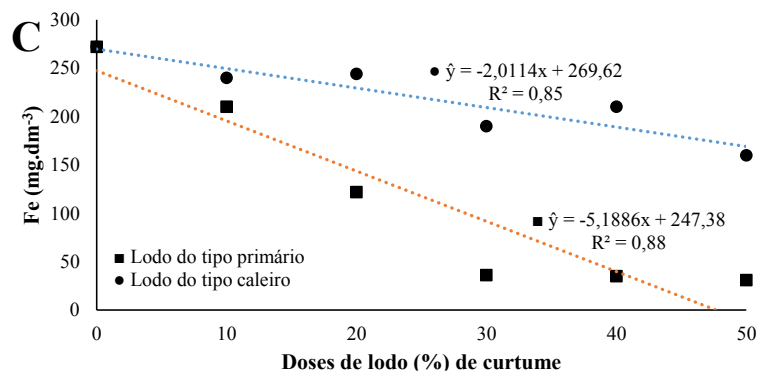
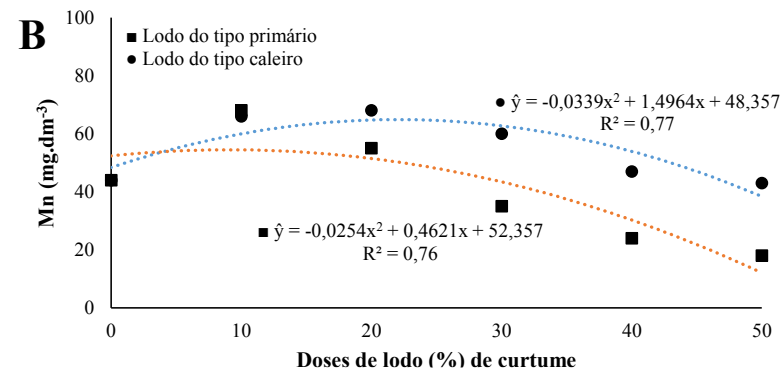
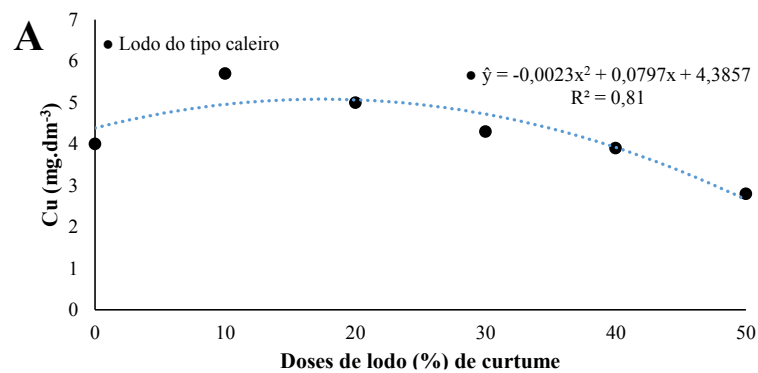


Figura 5.5. Concentrações de cobre (A), manganês (B), ferro (C) e zinco (D) nos vermicompostos produzidos em função das doses de lodo de curtume nos substratos usados no processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

Em relação ao pH, as concentrações de lodo de curtume usadas neste estudo influenciaram os valores desta variável nos substratos, porém nenhum modelo de regressão foi ajustado aos dados. Este resultado diverge do estudo desenvolvido pelo nosso grupo anteriormente, no qual, na medida em que as doses de lodo de curtume eram aumentadas, um aumento linear no valor do pH foi verificado (Malafaia et al., 2014). Esses autores destacaram que os resultados estariam relacionados à própria natureza alcalina dos lodos de curtume, uma vez que, nas etapas de depilação e caleiro substâncias alcalinas, como a cal hidratada e o sulfeto de sódio, são adicionadas às peles bovinas (Claas & Maia, 1994; Barros et al., 2001).

No presente estudo, entretanto, observou-se aumento do pH em todos os tratamentos, quando comparados os valores iniciais e finais (Tabela 5.5), o que possivelmente pode ter ocorrido em função da dissolução em água da amônia oriunda tanto do metabolismo microbológico de bactérias presentes nos substratos, quanto das excretas das minhocas, conforme sugerido nos trabalhos de Datar et al. (1997) e Vig et al. (2011).

Para as concentrações de COT, observou-se um aumento linear na medida em que foram aumentadas as doses de lodo de curtume usadas (caleiro e primário) (Figura 5.6), corroborando os obtidos por Vig et al. (2011). Contudo, verificou-se, em todos os tratamentos uma diminuição estatisticamente significativa dos percentuais de COT a partir dos valores observados inicialmente (Tabela 5.5), resultado este que confirma os obtidos em diferentes trabalhos envolvendo vermicompostagem (Castilhos et al., 2008; Vig et al., 2011; Dores-Silva et al. 2011; Teixeira & Almeida, 2013).

Acredita-se que tanto no presente estudo, quanto nos demais trabalhos anteriormente citados, a redução do teor de COT após o processo de vermicompostagem, esteja relacionada a dois principais fatores: à mineralização da matéria orgânica (processo que ocorre pela ação conjunta de minhocas e microrganismos) e à alimentação dos anelídeos, os quais utilizam parte do carbono para a constituição de sua biomassa. Conforme discutido por Grigatti et al. (2004), uma diminuição dos valores de COT ao final do processo de vermicompostagem evidencia que houve a degradação do material original.

Também, observou-se no presente estudo que os percentuais da relação C/N não se ajustaram a nenhum dos modelos de regressão pré-definidos. No entanto, constatou-se em todos os tratamentos, uma diminuição significativa da relação C/N (um dos mais tradicionais indicadores da maturação de um composto) após o processo de vermicompostagem, quando comparada aos valores observados inicialmente (Tabela 5.5). Estes resultados se devem à

diminuição da porcentagem de COT e ao aumento do teor de N verificado após a vermicompostagem (Tabela 5.3), o que corrobora os resultados de diferentes pesquisas que também demonstraram que a aceleração no processo de humificação promovido pelas minhocas durante a vermicompostagem, promove uma diminuição na razão C/N (Atiyeh et al., 2002; Silva et al., 2002; Suthar, 2006; Dores-Silva et al., 2011; Vig et al., 2011).

Tabela 5.5. Valor de pH e concentrações de COT e da relação C/N nos substratos inicialmente e nos vermicompostos ao final do processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

| Tratamentos | Avaliações | Atributos avaliados | | |
|-------------|------------|----------------------------|------------|------------|
| | | pH (CaCl ₂) | COT (%) | C/N (%) |
| E100 | Inicial | 8,7b ¹ | 14,1a | 23,7a |
| | Final | 8,9a | 12,1b | 9,3b |
| Lc10 | Inicial | 8,2b | 29,2a | 37,7a |
| | Final | 9,1a | 14,3b | 11,0b |
| Lc20 | Inicial | 7,8b | 30,8a | 38,6a |
| | Final | 8,8a | 17,3b | 12,8b |
| Lc30 | Inicial | 7,6b | 33,6a | 39,7a |
| | Final | 8,8a | 15,8b | 11,3b |
| Lc40 | Inicial | 7,3b | 40,6a | 45,3a |
| | Final | 8,8a | 16,4b | 10,9b |
| Lc50 | Inicial | 7,0b | 44,8a | 46,2a |
| | Final | 8,7a | 18,8b | 11,8b |
| Lp10 | Inicial | 8,0b | 30,2a | 35,7a |
| | Final | 8,5a | 12,2b | 10,2b |
| Lp20 | Inicial | 8,1b | 31,1a | 32,7a |
| | Final | 8,8a | 14,0b | 11,7b |
| Lp30 | Inicial | 8,0b | 37,5a | 34,2a |
| | Final | 8,6a | 13,3b | 10,2b |
| Lp40 | Inicial | 7,9b | 38,7a | 31,8a |
| | Final | 8,8a | 15,2b | 11,7b |
| Lp50 | Inicial | 7,8b | 42,1a | 32,2a |
| | Final | 8,2a | 16,4b | 11,8b |

¹Letras iguais entre as concentrações finais e iniciais não diferem entre si pelo teste t de *Student* a 5% de significância. COT: carbono orgânico total; C/N: razão entre carbono e nitrogênio.

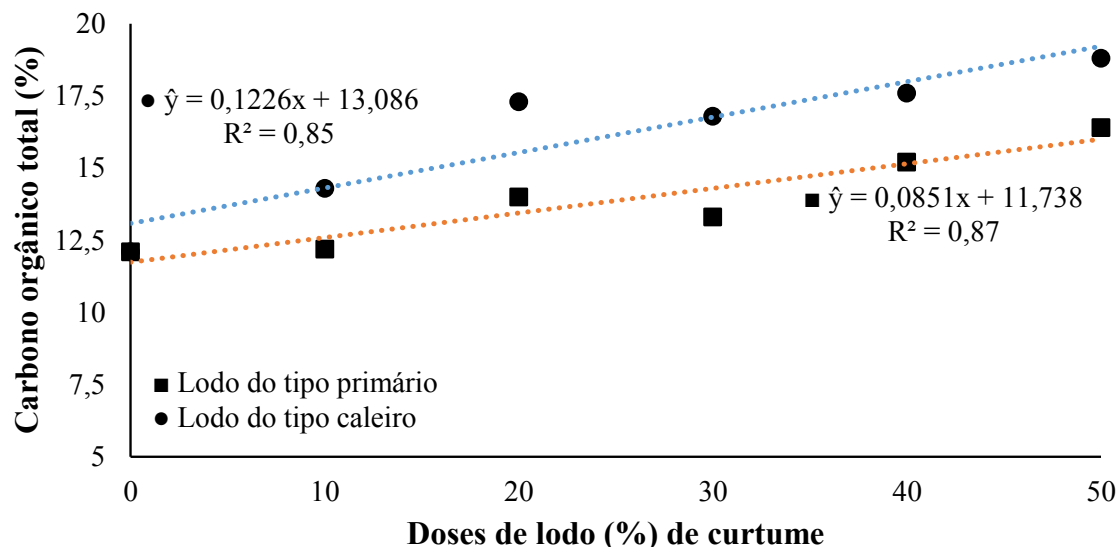


Figura 5.6. Concentrações de carbono orgânico total (COT) nos vermicompostos produzidos em função das doses de lodo de curtume nos substratos usados no processo de vermicompostagem com *Eisenia foetida*. Urutaí, GO, 2014.

No que se refere as especificações e garantias mínimas e limites máximos para contaminantes e nutrientes, segundo os critérios definidos pela Instrução Normativa nº 025/2009 do MAPA (2009), observou-se, na presente pesquisa, que todos os tratamentos após a vermicompostagem apresentaram valores de pH, N e COT acima dos valores mínimos estabelecidos ($\text{pH}_{\text{mín}} = 6,0$; $\text{N}_{\text{mín}} = 0,5\%$ e $\text{COT}_{\text{mín}} = 10\%$) no Anexo III da referida Instrução. Além disso, destaca-se que todos os tratamentos apresentaram percentuais da relação C/N inferiores ao limite máximo da referida instrução ($\text{C/N}_{\text{máx}} = 14\%$), o que diferencia dos resultados obtidos por Malafaia et al. (2014), em que a relação C/N, embora tenha sido diminuída após a vermicompostagem, não se enquadrou no limite estabelecido pela legislação brasileira.

Em relação aos valores máximos ou mínimos permitidos para os demais nutrientes em lodos de curtume ou vermicompostos, não há nenhuma orientação técnica ou legislação brasileira que definem os valores de referência a serem seguidos. No entanto, ao comparar-se as concentrações dos elementos Cu, Zn e Cr observados no presente estudo, aos limites máximos estabelecidos na resolução nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama, 2006), nota-se que não há extrapolação desses limites em nenhum dos tratamentos estabelecidos ($\text{Cu}_{\text{máx}} = 1.500 \text{ mg.dm}^{-3}$; $\text{Zn}_{\text{máx}} = 2.800 \text{ mg.dm}^{-3}$ e $\text{Cr}_{\text{máx}} = 1.000 \text{ mg.dm}^{-3}$).

5.4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados e de acordo com as condições experimentais, pode-se concluir que:

- Os lodos de curtume dos tipos caleiro e primário podem ser utilizados como matrizes para a produção de vermicompostos, gerando compostos finais com características químicas que favorecem o seu uso como condicionadores do solo;
- A técnica de vermicompostagem utilizando-se *E. foetida* é eficiente para ser utilizada como técnica de estabilização de lodos de curtume codispostos com esterco bovino, fornecendo, desta maneira, uma destinação ambientalmente adequada aos lodos de curtume.

6 CULTIVO DE MILHO EM SUBSTRATO ACRESCIDO DE VERMICOMPOSTO DE LODO DE CURTUME E IRRIGADO COM ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA

RESUMO

Em função da grande geração de resíduos (sólidos ou líquidos) pelas atividades agroindustriais, tem-se estimulado o desenvolvimento de pesquisas que visem não apenas ao tratamento desses materiais, mas também a possibilidade de aproveitá-los no meio agrícola. Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar o cultivo do milho (*Zea mays* – cultivar LG 6036) em vaso contendo Latossolo Vermelho Distrófico Típico acrescido de vermicompostos de lodo de curtume, irrigado com água residuária de origem doméstica. O arranjo dos tratamentos consistiu de um fatorial 2x6 (dois tipos de irrigação e seis tratamentos de adubação), em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco repetições. Quinzenalmente avaliaram-se diâmetro caulinar e a altura das plantas. Além disso, foi realizada análise foliar de macro e micronutrientes e, ao final do experimento, foram avaliados atributos de produção, bem como as características químicas do solo de cultivo. As plantas cultivadas em solo acrescido com vermicompostos de lodo de curtume e irrigadas com água residuária apresentaram altura e diâmetro caulinar superiores aos dos tratamentos testemunhas e semelhantes aos do tratamento que recebeu adubação química. Essas plantas apresentaram maior produtividade e avaliação nutricional favorável ao seu desenvolvimento, não tendo sido verificadas concentrações de macro e micronutrientes foliares que pudessem ocasionar sinais de toxidez ou deficiências. Observou-se que houve interação entre as fontes de irrigação e tratamentos para as concentrações de todos os atributos avaliados no solo, com exceção das concentrações de N e Cu. Embora os tratamentos tenham proporcionado, no solo, condições satisfatórias para o desenvolvimento e rendimento da cultura, foi verificado muito pouco ou nenhum incremento nos valores de pH, CE, COT, Saturação por bases, MO, N, P, K, Cu e Fe, quando comparadas às suas concentrações identificadas inicialmente no solo de cultivo. Por outro lado, foi observado incremento nas concentrações de P, Ca, Mg, Mn e Zn, sobretudo, nos tratamentos que receberam irrigação com água residuária doméstica e, ou, solo acrescido de vermicompostos de lodo de curtume. Conclui-se, portanto, que esses resíduos constituem importantes fontes de nutrientes para o cultivo do milho, mas que é necessária atenção quando do seu uso para a possibilidade de incremento de alguns nutrientes nos solos.

Palavras-chave: Resíduos agroindustriais, reuso de efluente doméstico, reaproveitamento de resíduos, agricultura sustentável.

ABSTRACT

CORN CULTURE IN SOIL TREATED WITH TANNERY SLUDGE VERMICOMPOST AND IRRIGATED WITH DOMESTIC WASTEWATER

In face of the large quantity of residues (solid or liquid) generated by agro-industrial activities, the development of research that aims not only treatment of these materials, but also the possibility of using them in agriculture, has been stimulated lately. In this sense, the objective of the present study was to assess corn culture (*Zea mays* – plot area LG 6036) in typical Dystrophic Red Latosol (Oxisol) with the addition of tannery sludge vermicomposts and irrigation with domestic wastewater. The treatment arrangements consisted in a 2x6 factorial (two irrigation types and six fertilization treatments) of completely randomized designs, with five repetitions. Every two weeks, the stem diameter and the plant height were measured. Additionally, the leaf macro- and micronutrients were analyzed. At the end of the experiment, production parameters and the chemical characteristics of the soil were assessed. The height and the stem diameter of the plants grown in soil treated with tannery sludge vermicomposts and irrigated with wastewater were larger than those of the control treatments and similar to the treatment with chemical fertilization. These plants yielded higher productivity and nutritional assessment favorable to their development. Foliar macro- and micronutrient concentrations that could indicate toxicity or deficiency were not found. There was interaction between irrigation sources and treatments for the concentrations of all parameters assessed in the soil, excepting N and Cu concentrations. Despite the treatments have promoted conditions satisfactory for corn development and yield, little or no increase in pH, EC, TOC, base saturation, OM, N, P, K, Cu and Fe concentrations were observed, when compared to the concentrations initially obtained for the culture soil. On the other hand, an increase in P, Ca, Mg, Mn and Zn concentrations was observed in special in treatments that included irrigation with domestic wastewater and/or addition of tannery sludge vermicomposts. It is concluded that these residues constitute important nutrient sources for corn culture. However, attention is necessary when using them to increase certain nutrients in culture soils.

Keywords: agro-industrial residues, domestic effluent reuse, reuse of residues, sustainable agriculture.

6.1 INTRODUÇÃO

Atualmente tem sido cada vez mais estimulado o desenvolvimento de pesquisas que visem além do tratamento, também o aproveitamento dos resíduos produzidos pelas atividades agroindustriais. As questões ambientais, em especial, têm suscitado reflexões e preocupações, uma vez que os resíduos gerados têm potencial para causar danos ambientais, se não forem devidamente tratados ou destinados (Kraemer, 2014). Nesse sentido, com o

intuito de solucionar ou minimizar essa questão, o reaproveitamento desses resíduos tem emergido como alternativa interessante e ambientalmente sustentável, já que pode ocorrer a diminuição da problemática ambiental que representa o descarte desses materiais no ambiente (Nunes et al., 2009).

Uma atividade geradora de resíduo potencialmente tóxico, muito comum no Brasil, refere-se ao processamento do couro bovino, por meio das indústrias curtumeiras (Godecke et al., 2012). Esses empreendimentos trazem vários benefícios em termos de geração de emprego e renda, contudo, se deparam com problemas de cunho ambiental, uma vez que o processamento do couro faz uso de diversos insumos químicos potencialmente poluidores (Luersen et al., 2012). A problemática se agrava ainda mais quando se constata que em função da grande demanda por produtos derivados da atividade curtumeira, grandes volumes de resíduos orgânicos também são gerados (Pacheco, 2005; Pinheiro, 2005; Ganem, 2007; Pacheco, 2009; Godecke et al., 2012). Nesse sentido, o uso agrônômico desses materiais tem sido considerado uma opção de reaproveitamento, destacando-se que boa parte destes é constituída de material orgânico eficaz na fertilização e neutralização de solos ácidos (Godecke et al., 2012). No entanto, a aplicação desses resíduos, de forma *in natura*, diretamente no solo, tem causado controvérsias e resultados muito divergentes em diferentes culturas agrícolas.

Dessa forma, a vermicompostagem dos resíduos de curtume, processo biotecnológico que demanda instalações simples e de baixo custo, surge como opção para o reaproveitamento desses resíduos no meio agrícola. Conforme discutido por Vig et al. (2011), esse processo vem sendo considerado uma opção potencial na hierarquia da gestão integrada de resíduos sólidos, principalmente porque por meio deste, resíduos sólidos não aproveitados podem ser transformados em compostos orgânicos nobres. Segundo Aquino et al. (1992), o uso vermicompostos, em determinadas culturas, pode ser mais interessante do que o uso de resíduos *in natura*, uma vez que a vermicompostagem pode gerar material com alto potencial agrícola.

Por outro lado, há também grandes demandas para o uso das águas residuárias, oriundas dos esgotos domésticos, produzidas diariamente. Com o surgimento de conflitos pelo uso da água e pelo fato do consumo de água para irrigação ser expressivo – no Brasil equivale a 63% do volume total (ANA, 2002) – o interesse pelo uso de esgotos sanitários em substituição ou complementação às fontes normalmente usadas para irrigação tem aumentado.

Conforme discutido por Leal et al. (2011), as perspectivas para irrigação no Brasil, com águas residuárias domésticas, são promissoras, tendo em vista o fato de que a agricultura desempenha um papel essencial na economia do país, além da constatação de que a água doce para a irrigação das lavouras é escassa em algumas regiões brasileiras. Diferentes estudos têm apontado para o potencial uso dessas águas na agricultura, devido ao fato destas aportarem nutrientes que trazem benefícios ao desenvolvimento das plantas (Fonseca et al., 2005a, Fonseca et al., 2005b, Fonseca et al., 2007, Leal et al., 2011; Fonseca et al., 2011; Andrade-Filho et al., 2013; Bonini et al., 2014; Silva et al., 2014; Monteiro et al., 2014). Para Hespanhol (2003), as águas residuárias, oriundas de esgotos domésticos, contêm nutrientes, cujos teores atendem, se não toda, pelo menos boa parte das necessidades nutricionais das plantas em geral.

Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar o desenvolvimento e a produtividade da cultura do milho, em solo acrescido de vermicompostos de lodo de curtume e irrigado com água residuária de origem doméstica. Além disso, buscou-se avaliar a qualidade nutricional da cultura, por meio da análise foliar da plantas, bem como o impacto químico do uso combinado desses resíduos, nas principais características do solo.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi conduzido em ambiente protegido, entre os meses de abril e agosto de 2014, localizado na área experimental da Unidade Educacional de Produção (UEP) de Olericultura do Instituto Federal Goiano (IF Goiano) - Câmpus Urutaí (GO, Brasil). O referido ambiente é do tipo arco simples, com orientação Leste-Oeste. Além disso, possui estrutura metálica, com dimensões de 30 m de comprimento, 7 m de largura, pé-direito de 3,0 m e altura de arco de 1,2 m, coberto com filme de polietileno de baixa densidade, de 0,15 mm de espessura. Suas laterais são constituídas de tela clarite com malha de 2,0 x 2,0 mm.

O solo utilizado no experimento foi retirado da camada superficial (0 – 20 cm) de uma área localizada próxima ao ambiente protegido, tendo sido classificado como Latossolo Vermelho Distrófico Típico (Figura 6.1). Ressalta-se que essa área apresenta histórico de cultivo de hortaliças e, atualmente, encontra-se em condição ambiental não natural. A caracterização do referido solo, realizada de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997), pode ser observada na Tabela 6.1.

Os compostos utilizados neste estudo foram aqueles produzidos a partir da vermicompostagem de substratos constituídos de 20% lodo de curtume dos tipos caleiro e primário e 80% de esterco bovino. Esses compostos foram produzidos nas condições experimentais descritas no Capítulo 5 desta tese.

Destaca-se que o lodo de caleiro utilizado no presente estudo refere-se aos resíduos produzidos na etapa de depilação da pele e o lodo primário àquele proveniente da estação de tratamento primário da indústria curtumeira. Salienta-se que a empresa concedente dos lodos, trata os efluentes gerados, na etapa de curtimento do couro bovino, separadamente dos demais resíduos e efluentes produzidos. Portanto, os lodos de curtume utilizados neste trabalho não continham o elemento Cr. A Tabela 6.1 apresenta a caracterização desses compostos, realizada de acordo com Tedesco et al. (1995).

Antes da instalação das unidades experimentais, tanto o solo, quanto os vermicompostos foram destorroados, secos ao ar e passados em peneira de 2 mm. O arranjo dos tratamentos consistiu de um fatorial 2x6 (dois tipos de irrigação e seis tratamentos de adubação), em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com cinco repetições, totalizando sessenta unidades experimentais, estabelecidas conforme pode ser observado na Tabela 6.2.

A dose de NPK utilizada nos tratamentos T2 (A) e T2 (R) foi calculada com base nas necessidades nutricionais da cultura, nas concentrações de nutrientes presentes no solo e na expectativa de rendimento da cultura de 10 Mg.ha⁻¹, segundo Sousa & Lobato (2004). As fontes de NPK foram ureia (CH₄N₂O), superfosfato simples (P₂O₅) e cloreto de potássio (K₂O), respectivamente. Já as doses de vermicompostos de lodo de curtume a serem acrescidas ao solo de cultivo foram calculadas com base na concentração do K, elemento de alta concentração nos vermicompostos usados (Tabela 6.1) e no fornecimento de 50 kg.ha⁻¹ de K₂O na base. A quantidade de 60 kg.ha⁻¹ de K₂O foi fornecida via adubação de cobertura, em duas parcelas de 30 kg.ha⁻¹, aos 40 e 60 dias após a semeadura (DAS). Assim, a dose do vermicomposto de lodo de caleiro (VLc20) acrescida ao solo de cultivo correspondeu a 6,1 Mg.ha⁻¹, e do vermicomposto de lodo primário (VLp20), 5,5 Mg.ha⁻¹. Não foi necessária a realização da correção do pH do solo de plantio.

O solo, previamente misturado com os vermicompostos (VLc20 e VLp20) e insumos, foi acondicionado em vasos de polietileno (capacidade volumétrica de 15 L) em um total de 12,5 kg. Logo após a instalação das unidades experimentais, os vasos foram semeados com três sementes de milho (*Zea mays* L.), cultivar LG 6036 (LG Semente[®]) e,

15 dias depois, realizou-se o desbaste, mantendo-se uma planta por vaso. Os tratos fitossanitários foram realizados quando necessários e a adubação nitrogenada de cobertura (total de 130 kg.ha⁻¹) foi realizada superficialmente, em duas parcelas iguais (65 kg.ha⁻¹), aos 40 e 60 DAS.

Tabela 6.1. Principais características iniciais do solo e dos vermicompostos de lodo de curtume utilizados no presente estudo. Urutaí, GO, 2014.

| Atributos | Solo | Vermicomposto (Lc20) ¹ | Vermicomposto (Lp20) ¹ |
|---|--------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| pH (CaCl ₂) | 5,30 | 8,8 | 8,8 |
| N (%) | 0,11 | 1,5 | 1,2 |
| P (Melich – mg.dm ⁻³) | 5,00 | 700,0 | 400,0 |
| K (mg.dm ⁻³) | 240,00 | 18.000,0 | 20.000,0 |
| Ca (cmolc.dm ⁻³) | 2,60 | 14,0 | 14,0 |
| Mg (cmolc.dm ⁻³) | 0,80 | 18,0 | 15,0 |
| Ca + Mg (cmolc.dm ⁻³) | 3,40 | 32,0 | 29,0 |
| Al (cmolc.dm ⁻³) | 0,00 | 0,0 | 0,0 |
| H + Al (cmolc.dm ⁻³) | 2,20 | 0,0 | 0,0 |
| CTC (cmolc.dm ⁻³) | 6,20 | 82,4 | 85,4 |
| Na (mg.dm ⁻³) | 8,00 | 0,0 | 1.200,0 |
| Cu (mg.dm ⁻³) | 2,50 | 5,0 | 2,9 |
| Fe (mg.dm ⁻³) | 63,00 | 244,0 | 122,0 |
| Mn (mg.dm ⁻³) | 47,00 | 68,0 | 55,0 |
| Zn (mg.dm ⁻³) | 4,40 | 36,0 | 39,0 |
| Matéria orgânica (%) | 2,30 | 29,9 | 24,2 |
| Sat Al (%) | 0,00 | 0,0 | 0,0 |
| Sat Base (%) | 65,00 | 100,0 | 100,0 |
| Ca/Mg (%) | 03,30 | 0,8 | 0,9 |
| Ca/CTC (%) | 42,00 | 17,0 | 16,0 |
| Mg/CTC (%) | 13,00 | 22,0 | 18,0 |
| K/CTC (%) | 10,00 | 56,0 | 60,0 |
| H + Al/CTC (%) | 35,00 | 0,0 | 0,0 |
| Argila (%) | 27,00 | ² | - |
| Silte (%) | 15,00 | - | - |
| Areia (%) | 58,00 | - | - |
| Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻³) | 184,00 | 1.170,0 | 1.850,0 |
| Carbono Orgânico Total (%) | 1,30 | 17,3 | 14,0 |
| Densidade de partícula (g.cm ⁻³) | 2,45 | - | - |
| Cr (mg.dm ⁻³) | <05,00 | <5,0 | <5,0 |

¹Vermicomposto (Lc20): vermicomposto de lodo de curtume constituído de 20% de lodo de curtume do tipo caleiro e 80% de esterco bovino. Vermicomposto (Lp20): vermicomposto de lodo de curtume constituído de 20% de lodo de curtume do tipo primário e 80% de esterco bovino.

²Atributo não avaliado.

Tabela 6.2. Unidades experimentais estabelecidas no presente estudo, Urutaí, GO, 2014.

| Tratamentos | Tipo de irrigação ¹ | |
|--|--------------------------------|-----|
| | A | R |
| Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos) | T1A | T1R |
| Solo + NPK | T2A | T2R |
| Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) | T3A | T3R |
| Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P | T4A | T4R |
| Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLC20) | T5A | T5R |
| Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLC20) + P | T6A | T6R |

¹(A) grupos irrigados com água de abastecimento; (R): grupos irrigados com água residuária doméstica. Concentração de N: 130 kg.ha⁻¹; Concentração de P: 100 kg.ha⁻¹; Concentração de K: 50 kg.ha⁻¹.

As águas utilizadas nas irrigações foram aquelas provenientes do sistema de abastecimento de água do IF Goiano – Câmpus Urutaí, tratada em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) própria câmpus, e água residuária oriunda de uma lagoa de estabilização de esgoto doméstico, também localizada nas dependências da instituição.

Para a caracterização das águas de irrigação foram coletadas amostras mensais, ao longo do período experimental (n=4), para avaliação de atributos físicos, químicos e físico-químicos, conforme metodologia proposta pela Apha (1997). Essas avaliações foram realizadas na empresa Hidroserv – Serviços em Recursos Hídricos e Saneamento Ltda., localizada em Goiânia (GO, Brasil). A Tabela 6.3 apresenta as características das águas de irrigação utilizadas no presente estudo.

O manejo da irrigação da cultura foi realizado a partir de um tanque evaporímetro desenvolvido por Salomão (2012)⁸, de forma circular, diâmetro interno de 52 cm e altura (interna) de 24 cm, instalado sob um estrado de madeira de 15 cm de altura e instalado no interior do ambiente protegido, entre os tratamentos (Figura 6.1).

O volume de água irrigado diariamente, para manter a capacidade de retenção de água do solo em 70%⁹ (243,1 mL.kg⁻¹), durante o experimento, baseou-se na área do vaso a ser irrigado (0,06 m²) e na evapotranspiração da cultura (ETc). Destaca-se que o volume

⁸O trabalho de Salomão (2012) foi desenvolvido com o objetivo de calibrar tanques evaporímetros de diferentes diâmetros e de baixo custo, com o intuito de avaliar a possibilidade de seus usos para o monitoramento da irrigação em ambiente protegido. Ressalta-se ainda que o referido estudo foi desenvolvido no mesmo ambiente protegido (IF Goiano – Câmpus Urutaí), no qual o presente trabalho foi conduzido.

⁹A capacidade de retenção de água do solo foi mantida, durante o experimento, em 70%, conforme metodologia adotada por Fonseca (2001).

de água a ser repostado era medido em uma proveta graduada. Para determinar a ET_c , utilizou-se a seguinte equação:

$$ET_c = kc (LT \cdot Kt_c) \quad (\text{eq 2})$$

em que:

ET_c : evapotranspiração da cultura;

kc : coeficiente da cultura do milho, específico à fase do ciclo fenológico, segundo Allen et al. (1998);

LT : lâmina de água total observada no tanque evaporímetro;

Kt_c : coeficiente de tanque corrigido (0,94), específico para o tanque evaporímetro utilizado no presente estudo.

Tabela 6.3. Caracterização física, química e físico-química das águas de irrigação utilizadas no presente estudo, Urutai-GO, 2014.

| Atributos | Água de abastecimento | Água residuária |
|---|-----------------------|-----------------|
| pH a 25° C | 7,38 | 7,73 |
| Turbidez (UNT) | 2,85 | 601,67 |
| Fe dissolvido (mg.L ⁻¹) | 0,31 | 1,26 |
| N total (mg.L ⁻¹) | 2,43 | 54,57 |
| N orgânico | Não dosado | 4,90 |
| N amoniacal (mg.L ⁻¹) | 0,07 | 43,67 |
| Nitrato (mg.L ⁻¹) | 0,33 | 6,00 |
| Condutividade elétrica a 25° C (µs.cm ⁻¹) | 67,20 | 746,33 |
| P total (mg.L ⁻¹) | 0,14 | 9,10 |
| Ortofosfato (mg.L ⁻¹) | 0,33 | 20,86 |
| DBO (mg.L ⁻¹) | 0,67 | 572,11 |
| Sólidos totais (mg.L ⁻¹) | 73,33 | 1.290,00 |
| Cu dissolvido (mg.L ⁻¹) | 0,35 | 0,44 |
| Zn (mg.L ⁻¹) | 0,37 | 0,26 |
| Na (mg.L ⁻¹) | 25,59 | 56,63 |
| Mn dissolvido (mg.L ⁻¹) | 0,57 | 1,80 |
| Mg dissolvido (mg.L ⁻¹) | 1,78 | 12,16 |
| Ca (mg.L ⁻¹) | 6,28 | 37,41 |
| S (mg.L ⁻¹) | 3,00 | 3,10 |
| K (mg.L ⁻¹) | 7,45 | 19,16 |
| COT (mg.L ⁻¹) | 14,95 | 43,47 |

A capacidade de retenção de água do solo ($C_{100\%}=347,4 \text{ mL.kg}^{-1}$) foi determinada por meio do cálculo do poder de embebição do solo, conforme metodologia preconizada pela Embrapa (1997).

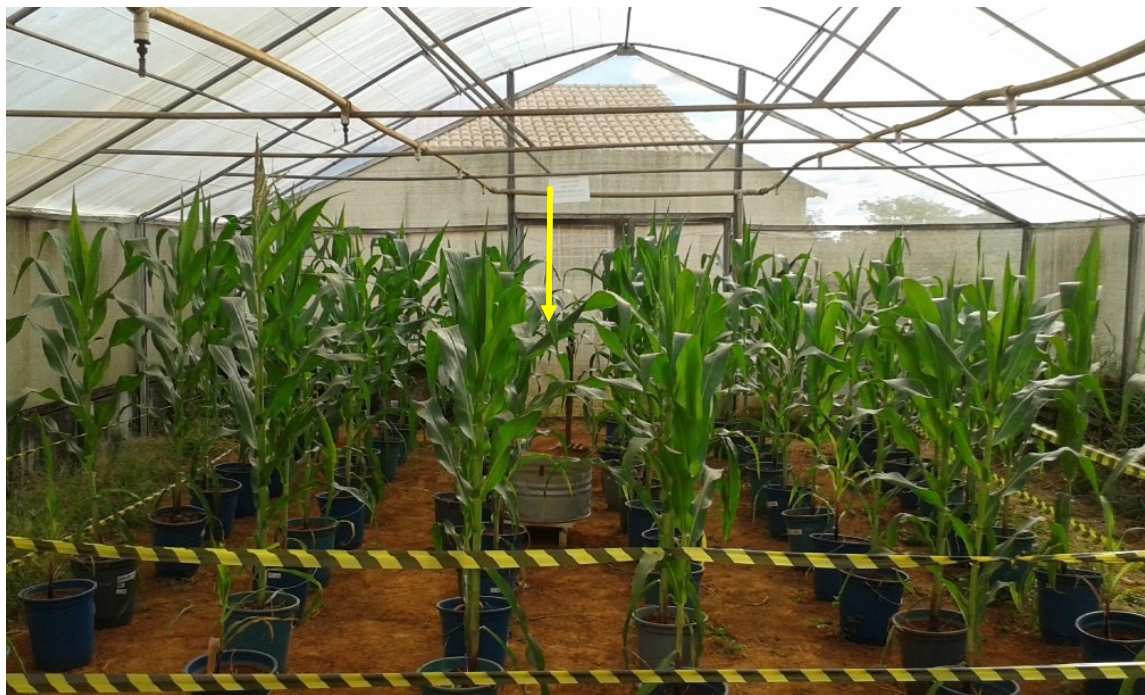


Figura 6.1. Vista geral do experimento e da localização do tanque evaporímetro usado no estudo, Urutaí, GO, 2014. A seta amarela indica o evaporímetro.

Quanto às determinações, avaliou-se quinzenalmente, ao longo de 120 dias de experimento, a altura da planta (medida da superfície do solo até a base da última folha) e diâmetro do colmo (medido a 1 cm de altura em relação à superfície do solo), utilizando-se régua milimetrada e paquímetro digital, respectivamente.

Para a análise do tecido foliar coletou-se, de cada planta, a folha inteira oposta e abaixo da primeira espiga (superior), excluída a nervura central, por ocasião do aparecimento da inflorescência feminina, conforme Malavolta et al. (1997). As folhas foram lavadas em água destilada (corrente), acondicionadas em sacos de papel e secas sob temperatura de 65°C a 72°C até que o peso ficasse constante para determinação dos teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn, conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009).

Ao final do período experimental, avaliaram-se os seguintes componentes de produção: peso de 100 grãos (g) (a 13% de umidade – base seca), número total de grãos por espiga, peso total de grãos por espiga e peso total da espiga (g). Em adição, foram coletadas amostras de solo de cada tratamento, tendo sido analisados os atributos pH, CE, COT, Sat

Base, MO, N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn e Zn, conforme metodologia proposta pela Embrapa (1997). As análises foliares e de solo foram realizadas no Laboratório Terra – Análises para Agropecuária Ltda., em Goiânia (GO, Brasil).

Todos os dados foram submetidos à análise de variância de acordo com o modelo *factorial* (two-way ANOVA), sendo os fatores tratamentos (seis níveis) e irrigação (dois níveis), com cinco repetições. Nos casos de F significativo, foi aplicado o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os dados referentes às variáveis altura e diâmetro do colmo, quando diferentes estatisticamente, foram submetidos à análise de regressão e, posteriormente, elaborados os gráficos com os modelos de regressão que melhor se ajustaram aos dados amostrais. Nesses casos, a seleção do melhor modelo de regressão foi baseada no coeficiente de determinação (R^2) e a correspondente interpretação do modelo.

A normalidade residual foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk e o teste de Bartlett foi utilizado para verificar a homocedasticidade residual. A análise de variância foi realizada por meio do *software* ASSISTAT, versão 7.7 beta (cópia distribuída gratuitamente). Já as representações gráficas dos modelos de regressão escolhidos foram confeccionadas no *software* R versão 3.0.3 (R Core Team, 2014).

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.3.1 Avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre atributos de crescimento da cultura do milho

Em relação às variáveis avaliadas quinzenalmente, observou-se interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” em todas as medidas de altura das plantas (m) realizadas ao longo do período experimental (aos 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 e 120 DAS), com exceção apenas para a medida realizada aos 30 DAS (Tabela 6.4). O desdobramento da interação tipo de água de “irrigação” x “tratamentos de adubação” para a variável altura (m) do milho pode ser observado na Tabela 6.5.

Aos 15 DAS, notou-se que os tratamentos T1R (testemunha), T2R (adubação química) e T3R (solo + VLp20), irrigados com água residuária, apresentaram maior altura, em relação aos demais tratamentos. As plantas do grupo T6A ou T6R (solo + VLc20 + P), irrigadas ou não com água residuária, nessa mesma época, apresentaram maior altura, quando comparados às plantas dos demais tratamentos (Tabela 6.5).

Tabela 6.4. Resumo do teste F da variância para a variável altura (m) do milho (*Zea mays* L. - LG 6036), em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação. Urutaí, GO, 2014.

| Fatores | Período experimental (DAS) | | | | | | | |
|-------------------------------|----------------------------|--------------------|---------------------|----------|----------|---------|---------|---------|
| | 15 | 30 | 45 | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 |
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 28,50** | 93,90** | 02,85 ^{ns} | 114,81** | 349,05** | 87,96** | 37,87** | 29,95** |
| Fator 2 (tratamentos) | 21,78** | 11,76** | 18,56** | 94,75** | 185,42** | 44,25** | 18,97** | 14,82** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 2,93* | 2,10 ^{ns} | 7,64** | 26,55** | 136,09** | 32,15** | 12,96** | 10,00** |
| CV (%) | 16,65 | 13,03 | 11,87 | 5,62 | 3,12 | 5,58 | 7,98 | 8,80 |

*: significativo a 5% de probabilidade; **: significativo a 1% de probabilidade; ns: não significativo; CV: coeficiente de variação, expresso em percentual. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLC20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLC20) + P.

Tabela 6.5. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para a variável altura (cm) das plantas de milho (*Zea mays* L. - LG 6036). Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos de adubação | | | | | |
|--------------------|-------------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLC20 | Solo + VLC20 + P |
| -----15 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,24bC ¹ | 0,30bBC | 0,30bBC | 0,38aB | 0,32aBC | 0,62aA |
| Residuária | 0,40aB | 0,44aB | 0,44aB | 0,46aAB | 0,40aB | 0,58aA |
| -----30 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,51bB | 1,14aA | 1,24aA | 1,12aA | 1,10aA | 1,24aA |
| Residuária | 1,01aAB | 1,18aAB | 1,20aAB | 1,11aAB | 0,96aB | 1,22aA |
| -----60 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,58bD | 1,36bBC | 1,32bC | 1,55aA | 1,47bAB | 1,58aA |
| Residuária | 1,30aB | 1,54aA | 1,58aA | 1,53aA | 1,58aA | 1,68aA |
| -----75 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,63bD | 1,38bC | 1,48bB | 1,54aAB | 1,53aAB | 1,58bA |
| Residuária | 1,53aB | 1,54aB | 1,58aB | 1,56aB | 1,56aB | 1,68aA |
| -----90 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,74bC | 1,38bB | 1,48aAB | 1,54aA | 1,53aAB | 1,58aA |
| Residuária | 1,53aA | 1,54aA | 1,57aA | 1,56aA | 1,56aA | 1,68aA |
| -----105 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,80bB | 1,38bA | 1,48aA | 1,54aA | 1,53aA | 1,58aA |
| Residuária | 1,53aA | 1,54aA | 1,57aA | 1,56aA | 1,56aA | 1,68aA |
| -----120 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,82bB | 1,38aA | 1,48aA | 1,54aA | 1,53aA | 1,58aA |
| Residuária | 1,53aA | 1,54aA | 1,57aA | 1,56aA | 1,56aA | 1,68aA |

¹Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A partir do 90º dia experimental, os tratamentos T3 e (solo + LLp20), T4 (solo + VLp20 + P), T5 (solo + VLc20) e T6 (solo + VLc20 + P) não diferiram entre si, quando irrigados ou não com água residuária (Tabela 6.5). Esses resultados podem estar relacionados ao fato de que o crescimento das plantas de milho, em condições adequadas, ocorre apenas na fase vegetativa. Quando a cultura entra na fase reprodutiva o crescimento se estabiliza, não havendo, portanto, acréscimo significativo na altura das plantas de milho. No entanto, há de se ressaltar que para todas as épocas de avaliação observou-se acréscimo significativo na altura das plantas do grupo testemunha (T1R), irrigadas com água residuária, quando comparado ao tratamento testemunha (T1A), irrigado com água de abastecimento.

A análise de regressão revelou significância e altos valores de R^2 para os diferentes modelos em relação à altura das plantas ao longo do período experimental (Tabela 6.6). No entanto, o modelo que melhor se ajustou à maioria dos dados de altura das plantas foi o de regressão quadrática de resposta platô (Figura 6.3), com R^2 iguais ou superiores a 97%. Este modelo é representado por uma fase crescente, descrita por uma equação do segundo grau e, após a estabilização, por um platô.

Tabela 6.6. Resumo da análise de regressão (valores de R^2) para a variável altura das plantas de milho (*Zea mays* - LG 6036), em função dos dias após a germinação (15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 e 120 dias). Urutaí, GO, 2014.

| Modelos de regressão | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
|---|--------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| Irrigação com água de abastecimento (A) | | | | | | |
| Reg. linear | 0,93 ^{ns} | 0,78 | 0,80 | 0,80 | 0,82 | 0,76 |
| Reg. quadrática | 0,99 ^{ns} | 0,96 | 0,97 | 0,95 | 0,96 | 0,92 |
| MLRP | - ¹ | - | - | - | - | - |
| MQRP | - | 0,99 | 0,97 | 0,99 | 0,99 | 0,95 |
| CV (%) | 42,37 | 5,93 | 3,62 | 3,29 | 4,63 | 5,04 |
| Irrigação com água residuária (Res) | | | | | | |
| Reg. linear | 0,86 | 0,79 | 0,79 | 0,81 | 0,81 | 0,79 |
| Reg. quadrática | 0,97 | 0,98 | 0,97 | 0,98 | 0,96 | 0,97 |
| MLRP | - | - | - | - | - | 0,99 |
| MQRP | 0,99 | 0,99 | 0,99 | 0,99 | 0,96 | - |
| CV (%) | 9,51 | 2,06 | 6,34 | 7,48 | 2,86 | 4,61 |

¹: (-): modelo não ajustado, ns: não significativo, Reg: regressão; MLRP: modelo de regressão linear de resposta platô, MQRP: modelo de regressão quadrática de resposta platô.

O tratamento testemunha (T1A), irrigado com água de abastecimento e o tratamento T6R (irrigado com água residuária) constituem as exceções (Figura 6.3). No primeiro, o modelo de regressão que melhor se ajustou aos dados foi o modelo de regressão

linear simples, com R^2 de 93% (Figura 6.3). Ressalta-se que esse resultado pode estar relacionado ao fato de que apenas uma planta do tratamento T1A (testemunha irrigado com água de abastecimento) chegou ao estágio reprodutivo, apresentando inflorescência. As demais plantas não completaram seu ciclo vegetativo e, possivelmente, isso explica o crescimento linear da cultura do referido tratamento ao longo do período experimental.

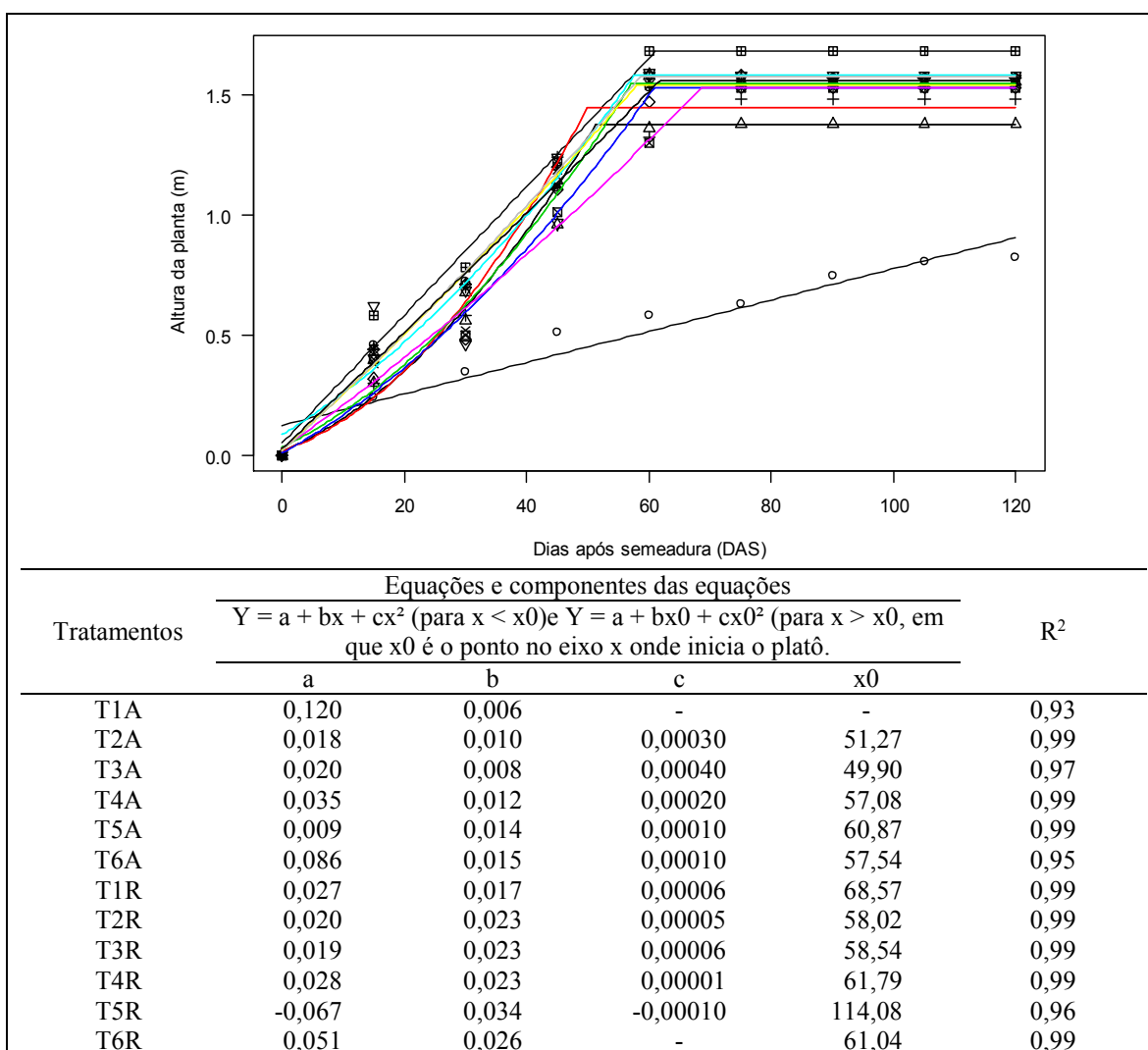


Figura 6.3. Representação gráfica e equações dos modelos de regressão que melhor se ajustaram aos resultados de altura das plantas (m) de milho (LG 6036), obtidos ao longo do período experimental. Urutaí, GO, 2014. Legenda: R^2 : Coeficientes de determinação.

Já o tratamento T6R (irrigado com água residuária) apresentou um modelo de regressão linear de resposta platô, o qual possui dois segmentos, dos quais o primeiro descreve uma reta crescente, até o 61º dia experimental, considerado o início do platô. A

partir desse ponto, o valor da altura da planta é constante, caracterizando o segundo segmento (Figura 6.3)

Em relação à variável diâmetro do colmo (cm) aferida quinzenalmente, também observou-se que houve interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” em todas as épocas de medição realizadas (aos 15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 e 120 DAS), com exceção apenas para a medida realizada aos 60 DAS (Tabela 6.7). A precisão experimental estimada pelo CV apresentou bom nível, sendo que o maior valor foi observado para o diâmetro do colmo medido no 15º dia experimental (CV = 14,47). O desdobramento da interação “tipo de água de irrigação” x “tratamentos de adubação” para essa variável pode ser observado na Tabela 6.8.

Tabela 6.7. Resumo do teste F da análise de variância para a variável diâmetro do colmo (cm) das plantas de milho (*Zea mays* L. - LG 6036), em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação. Urutaí, GO, 2014.

| Fatores | Período experimental (dias) | | | | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------|--------|--------|--------------------|--------|--------|--------|--------|
| | 15 | 30 | 45 | 60 | 75 | 90 | 105 | 120 |
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 39,76* | 31,94* | 38,74* | 11,57* | 22,34* | 17,70* | 14,30* | 10,96* |
| Fator 2 (tratamentos) | 13,90* | 24,56* | 21,26* | 13,84* | 29,15* | 25,37* | 20,33* | 20,74* |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 3,78* | 2,65* | 3,14* | 2,25 ^{ns} | 9,03* | 11,06* | 10,96* | 11,59* |
| CV (%) | 14,47 | 14,06 | 12,90 | 12,51 | 10,58 | 10,39 | 10,84 | 10,97 |

*: significativo a 5% de probabilidade; CV (%): coeficiente de variação, expressa em porcentagem. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLc20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLc20) + P.

O tratamento testemunha (T1R) irrigado com água residuária apresentou acréscimo do diâmetro do colmo em todas as épocas de avaliações realizadas, em relação ao grupo testemunha irrigado com água de abastecimento (Tabela 6.8). Quanto aos demais tratamentos irrigados com água residuária (T2R a T6R), não foi observada diferença estatística entre os mesmos, em nenhuma época de avaliação.

Nos tratamentos irrigados com água de abastecimento, observou-se maior diâmetro do colmo nas plantas do tratamento T6A aos 15 DAS (Tabela 6.8). Aos 30 DAS, destacaram-se os tratamentos T4A, T5A e T6A, os quais apresentaram maior diâmetro do colmo em relação às plantas dos tratamentos T1A e T3A e diâmetro semelhante ao das plantas que receberam adubação mineral (grupo T2A). Aos 45 DAS, as plantas dos tratamentos T2A, T4A, T5A e T6A apresentaram maior diâmetro do colmo, em relação aos

tratamentos T1A e T3A. A partir do 75° experimental, não observaram-se diferenças significativas entre os tratamentos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.8), provavelmente devido à alongação dos entre nós da planta e, conseqüentemente, estabilização do diâmetro do colmo, com exceção do tratamento T1A, que foi sempre menor.

Tabela 6.8. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para a variável diâmetro do colmo (cm) de plantas de milho (*Zea mays* L. - LG 6036). Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos de adubação | | | | | |
|--------------------|-------------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
| -----15 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,36bC | 0,50bBC | 0,44bBC | 0,60bB | 0,52bBC | 0,80aA |
| Residuária | 0,58aB | 0,64aAB | 0,72aAB | 0,72aAB | 0,66aAB | 0,76aA |
| -----30 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,63bC | 1,26aAB | 1,00Bb | 1,54aA | 1,40Aa | 1,56aA |
| Residuária | 1,00aB | 1,50aA | 1,64aA | 1,74aA | 1,50aA | 1,70aA |
| -----45 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,79bC | 1,86aA | 1,32Bb | 1,96aA | 1,76aA | 1,78bA |
| Residuária | 1,50aB | 2,02aA | 1,94aA | 2,06aA | 1,96aA | 2,18aA |
| -----75 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,74bB | 2,19aA | 1,92Aa | 2,18aA | 1,89aA | 1,85aA |
| Residuária | 1,75aB | 2,12aAB | 2,16aA | 2,22aA | 2,06aAB | 1,96aAB |
| -----90 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,80bB | 2,22aA | 1,98aA | 2,24aA | 1,89aA | 1,93aA |
| Residuária | 1,86aA | 2,12aA | 2,16aA | 2,22aA | 2,06aA | 1,96aA |
| -----105 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,84bB | 2,20aA | 2,04aA | 2,28aA | 1,91aA | 1,99aA |
| Residuária | 1,95aA | 2,14aA | 2,16aA | 2,23aA | 2,08aA | 1,96aA |
| -----120 dias----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,84bB | 2,26aA | 2,10aA | 2,32aA | 1,92aA | 2,08aA |
| Residuária | 1,98aA | 2,28aA | 2,18aA | 2,19aA | 2,04aA | 1,98aA |

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A análise de regressão para a variável diâmetro do colmo também revelou significância e altos valores de R^2 para diferentes modelos ao longo do período experimental (Tabela 6.9). Porém, o modelo de regressão que melhor se ajustou à maioria dos resultados referentes a esta variável foi o modelo de regressão quadrática com resposta platô, (Figura 6.4), com R^2 iguais ou superiores a 98%. Os dados do tratamento T1A (irrigado com água de abastecimento) seguiram modelo de regressão linear simples e, do tratamento T6R (irrigado com água residuária) seguiram o modelo de regressão linear com resposta platô

(Figura 6.4), apresentando comportamento semelhante ao observado para a variável altura da planta (Figura 6.3).

Tabela 6.9. Resumo da análise de regressão (valores de R^2) para a variável diâmetro do colmo (cm) de plantas de milho (*Zea mays* L. - LG 6036), em função dos dias após a germinação (15, 30, 45, 60, 75, 90, 105 e 120 dias). Urutaí, GO, 2014.

| Modelos de regressão | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
|---|-------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| Irrigação com água de abastecimento (A) | | | | | | |
| Reg. linear | 0,53 | 0,77 | 0,87 | 0,75 | 0,66 | 0,68 |
| Reg. quadrática | 0,86 | 0,98 | 0,99 | 0,97 | 0,95 | 0,93 |
| MLRP | - ¹ | - | - | - | - | - |
| MQRP | - | 0,99 | 0,99 | 0,98 | 0,98 | 0,98 |
| CV (%) | 34,66 | 15,89 | 11,13 | 7,70 | 16,80 | 11,33 |
| Irrigação com água residuária (Res) | | | | | | |
| Reg. linear | 0,84 | 0,71 | 0,68 | 0,65 | 0,66 | 0,52 |
| Reg. quadrática | 0,98 | 0,95 | 0,96 | 0,95 | 0,96 | 0,90 |
| MLRP | - | - | - | - | - | 0,98 |
| MQRP | 0,98 | 0,99 | 0,99 | 0,99 | 0,99 | - |
| CV (%) | 8,34 | 7,21 | 9,02 | 12,68 | 5,06 | 11,63 |

¹(-): modelo não ajustado; Reg: regressão; MLRP: modelo de regressão linear de resposta platô; MQRP: modelo de regressão quadrática de resposta platô.

Os dados de altura e diâmetro do colmo das plantas obtidos no presente trabalho corroboram outros estudos que, em conjunto ou isoladamente, avaliaram os efeitos da água residuária e do uso de vermicompostos no crescimento da cultura do milho. Costa et al. (2009), ao quantificarem os efeitos isolados e consorciados da irrigação com água residuária e de doses de biossólidos no crescimento do milho (cultivar BR-106), após o cultivo da mamona, verificaram que todas as variáveis de crescimento do milho foram superiores para os tratamentos que receberam água residuária. Javarez-Junior et al. (2010) verificaram não apenas o melhor desenvolvimento da cultura do milho (Cultivar AL Bandeirante), irrigado com efluente de esgoto doméstico, como também melhor produtividade.

Quanto aos estudos que avaliaram o uso de vermicompostos no crescimento do milho, destacam-se os trabalhos de Chandrashekara et al. (2000), Gutiérrez-Miceli et al. (2008), Brunes et al. (2008ab), Lazcano et al. (2011) e De & Bandyopadhyay (2013). Esses estudos, de modo geral, demonstram que o acréscimo de vermicompostos, em quantidades adequadas e planejadas aos solos de cultivo, tem efeitos positivos sobre o crescimento da cultura do milho. No que diz respeito ao uso de vermicompostos de lodo de curtume na cultura do milho, nota-se grande lacuna na literatura especializada, fato este que dificulta

enormemente a discussão dos dados obtidos no presente trabalho com achados previamente publicados.

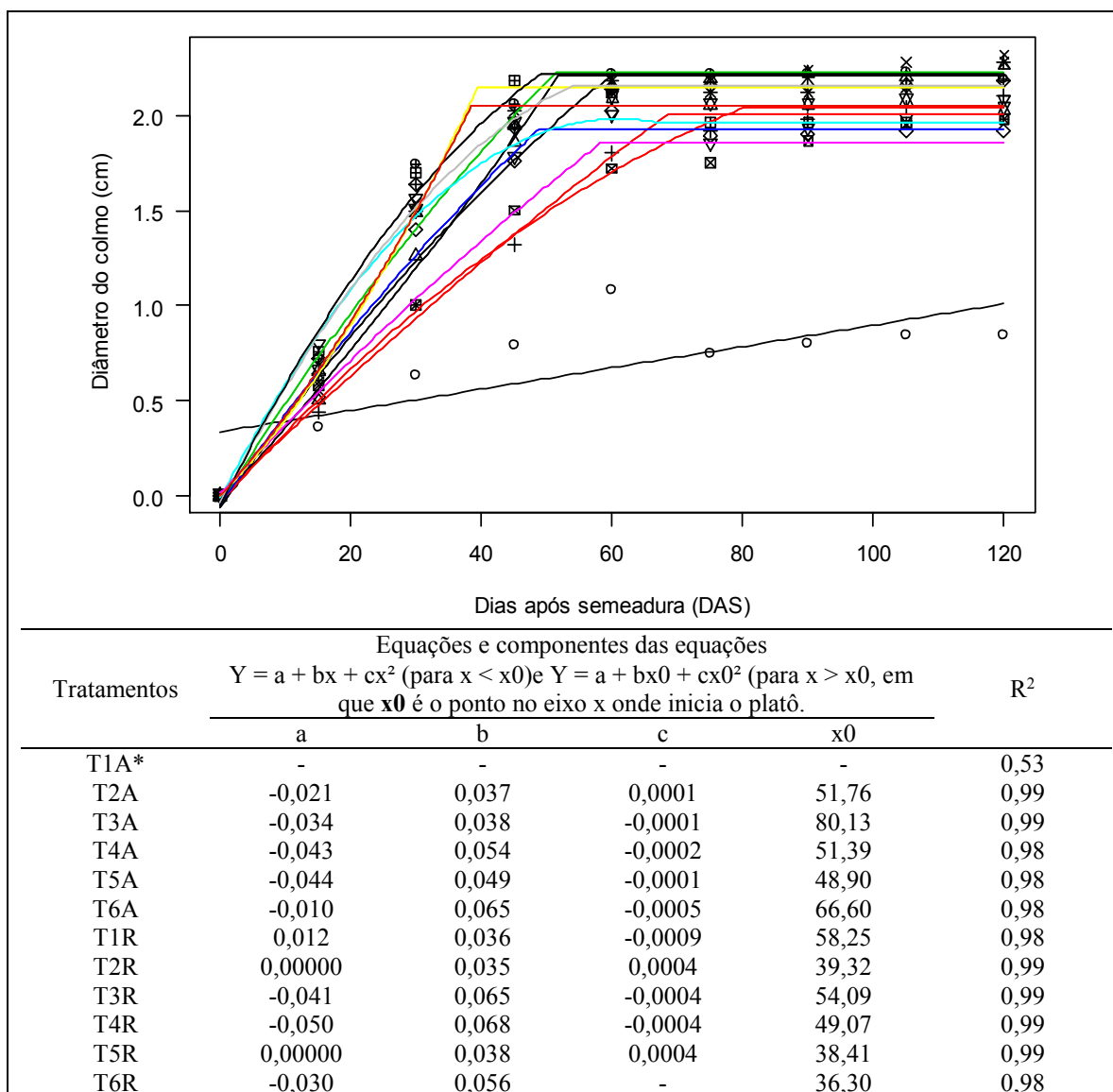


Figura 6.4. Representação gráfica e equações dos modelos de regressão que melhor se ajustaram aos resultados de diâmetro do colmo (cm) de milho (LG 6036), obtidos ao longo do período experimental. Urutaí, GO, 2014. Legenda: R²: Coeficientes de determinação.

Encontrou-se apenas o trabalho de Gondek & Filipek-Mazur (2003), no qual os autores avaliaram o efeito de três diferentes vermicompostos de lodo de curtume, sobre o aumento da biomassa aérea e da raiz de plantas de milho (cultivar KLG 2210). O referido estudo apontou que no primeiro ano após a aplicação dos vermicompostos, o efeito dos compostos no aumento da biomassa do milho foi igual ao tratamento que recebeu apenas

esterco bovino, mas significativamente inferior em relação ao tratamento que recebeu adubação mineral.

A diferença do trabalho de Gondek & Filipek-Mazur (2003), em relação à presente pesquisa, pode estar relacionada, dentre outros fatores, à composição dos vermicompostos testados. Na presente pesquisa foram usados vermicompostos de lodo de curtume misturados a esterco bovino, numa proporção de 20% de lodo. No entanto, Gondek & Filipek-Mazur (2003) produziram três tipos de vermicompostos a partir de misturas de lodo de curtume com folhagem de coníferas, papelão e palha de trigo.

6.3.2 Avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre atributos de produção

Os resultados da análise de variância acusaram diferença significativa para a interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” para todos os componentes de produção avaliados ao final do experimento (peso de cem grãos (g), número total de grãos por espiga, peso total de grãos por espiga e peso total da espiga (g)) (Tabela 6.10). O desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para os componentes de produção avaliados pode ser observado na Tabela 6.11.

Tabela 6.10. Resumo do teste F da análise de variância para as variáveis peso de cem de grãos, número total de grãos por espiga, produtividade e peso total da espiga do milho (*Zea mays* L. - LG 6036), em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação. Urutaí, GO, 2014.

| Fatores de variação | Produtividade (peso total de grãos por espiga) | Peso de 100 grãos (g) | Número total de grãos por espiga | Peso total da espiga (g) |
|-------------------------------|--|--------------------------|--|-----------------------------|
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 82,59** | 7,62** | 45,49** | 107,92** |
| Fator 2 (tratamentos) | 13,00** | 4,80** | 11,39** | 15,65** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 8,60** | 4,48** | 6,12** | 10,42** |
| CV (%) | 19,38 | 23,33 | 22,33 | 16,74 |

*: significativo a 1% de probabilidade; CV: coeficiente de variação, expresso em porcentagem. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLc20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLc20) + P.

Considerando que o número de espiga produzido por planta foi igual entre os tratamentos (n=1), tomou-se como produtividade o peso total de grãos por espiga, o que representa o peso total de grãos produzidos por planta. Para essa variável, pôde-se observar que o tratamento T6R foi maior que os tratamentos T1R, T4R e T5R e igual aos tratamentos T2R e T3R. Destaca-se que os tratamentos T3, T4, T5 e T6, irrigados ou não com água residuária, apresentaram produtividade similar à observada no grupo T2 (Tabela 6.11), o qual recebeu adubação química, indicando que o uso de vermicompostos de lodo de curtume, na proporção usada neste experimento, pode ser uma alternativa interessante para diminuir o uso e os custos com adubação química, quando se almeja por produtividade da cultura do milho. A Figura 6.5 apresenta imagens das espigas de milho despalhadas dos diferentes tratamentos experimentais.

Tabela 6.11. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para as variáveis peso de cem de grãos, número total de grãos por espiga, produtividade e peso total da espiga do milho (*Zea mays* L. - LG 6036). Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos | | | | | |
|--|-------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
| ----- Produtividade (peso total de grãos por planta) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 11,83bC | 144,04bAB | 109,26bB | 173,08aA | 157,79aAB | 161,36bAB |
| Residuária | 181,71aB | 194,81aAB | 211,58aAB | 183,79aB | 181,66aB | 249,61aA |
| ----- Peso de cem grãos (g) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 11,29bB | 41,24aA | 40,75aA | 41,77aA | 307,67aA | 39,34aA |
| Residuária | 41,28aA | 46,53aA | 40,23aA | 37,94aA | 40,62aA | 43,94aA |
| ----- Número de grãos por espiga ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 21,00bB | 370,80aA | 287,60bA | 431,80aA | 426,20aA | 419,40bA |
| Residuária | 431,40aA | 417,80aA | 502,20aA | 479,60aA | 490,40aA | 580,00aA |
| ----- Peso total da espiga (g) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 20,23bC | 217,03bAB | 162,10bB | 255,61aA | 232,33bAB | 231,69bAB |
| Residuária | 271,24aB | 282,63aAB | 300,90aAB | 277,89aAB | 284,37aAB | 349,89aA |

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. VLp20: vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20%; VLc20: vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20%.

Em relação ao peso de cem grãos, observou-se diferença apenas entre os tratamentos irrigados com água de abastecimento (T2A a T6A), quando comparados à sua testemunha (T1A) (Tabela 6.11). Salienta-se que o número médio de grãos deste último tratamento, foi inferior a 100, sendo, portanto, a variável peso de 100 grãos estimada por

meio de uma regra de três simples. Em relação aos tratamentos irrigados com água residuária, não foram identificadas diferenças (Tabela 6.11), permitindo inferir que os grãos produzidos apresentam qualidade, estado de maturidade e sanidade similares entre os tratamentos.

Quanto ao número de grãos por espiga produzidos por plantas irrigadas com água de abastecimento, também foi observada diferença entre os tratamentos T2A a T6A, em comparação à sua testemunha (T1A). Os tratamentos irrigados com água residuária também não diferiram entre si (Tabela 6.11).

Em relação ao peso total das espigas, produzidas pelas plantas dos tratamentos irrigados com água de abastecimento, observou-se que os tratamentos T2A a T6A, apresentaram maiores valores para essa variável em relação à sua testemunha (T1A) e que os tratamentos T3A, T4A, T5A e T6A foram similares ao tratamento que recebeu adubação química (T2A) (Tabela 6.11). Por outro lado, todos os grupos irrigados com água residuária, com exceção do tratamento T4R, produziram espigas com maior peso total em relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.11).

Os dados obtidos no presente estudo, relativos aos componentes de produção avaliados, também permitem inferir que o uso combinado de vermicompostos de lodo de curtume e irrigação com água residuária doméstica pode constituir alternativa de prática agrícola interessante que permite reduzir a quantidade de adubação química usada na cultura do milho, embutindo ganhos ambientais e na saúde humana.

Estudos prévios, como os trabalhos de Panoras et al. (2004), Azevedo et al. (2007), Nichele (2009) e Costa et al. (2012a), demonstram que o uso de água residuária oriunda de esgoto doméstico, proporciona produtividade maior ou similar ao cultivo de milho realizado em condições de elevada adubação química. De forma semelhante, trabalhos que avaliaram o impacto do uso de vermicompostos na cultura do milho também demonstram efeitos positivos sobre a referida cultura, a exemplo, do estudos de Chamle et al. (2006), Kalantari et al. (2010), Tejada & Benítez (2011), Kmeťová & Kováčik (2013), Manyuchi et al. (2013) e, mais recentemente, Chamle (2014) e Pandurang (2014). No entanto, nenhum estudo, até o presente momento, tinha avaliado o uso combinado das águas residuárias com vermicompostos de lodo de curtume sobre atributos de produção.

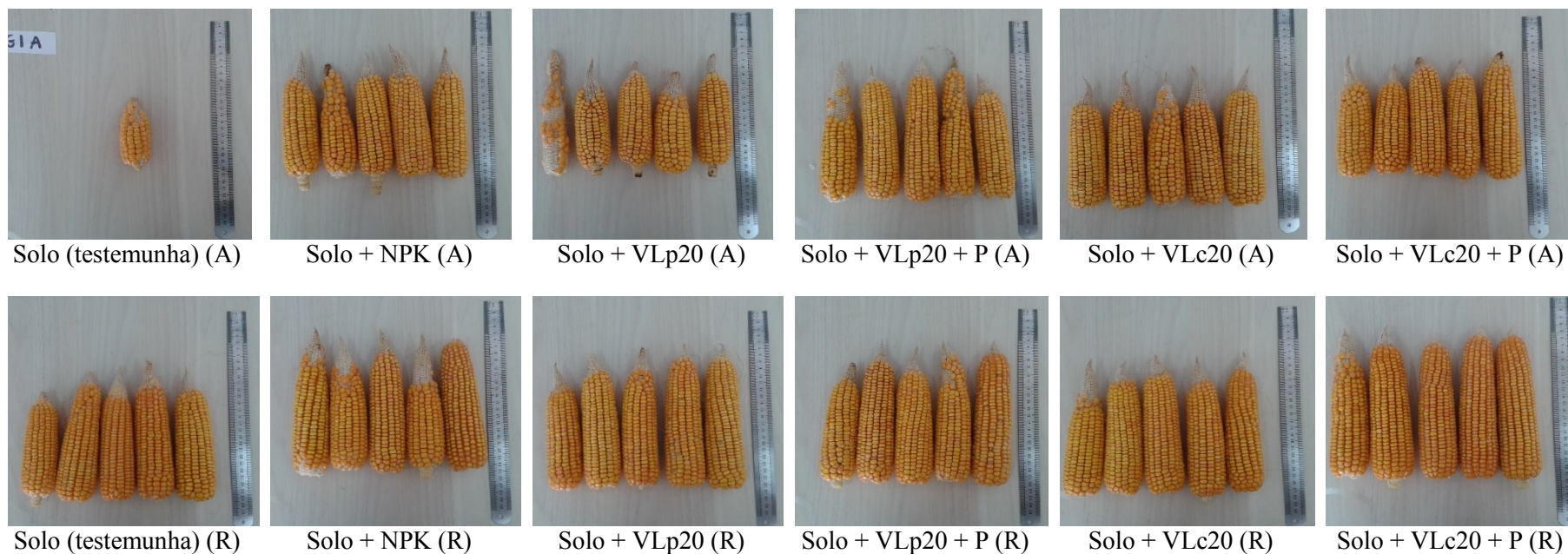


Figura 6.5. Espigas de milho (*Zea mays* L. - LG 6036) despalhadas produzidas pelas plantas nos diferentes tratamentos. Urutaí, GO, 2014. A: espigas de milho oriundas dos tratamentos irrigados com água de abastecimento; R: espigas de milho oriundas dos tratamentos irrigados com água residuária. VLp20: vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20%; VLc20: vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20%.

6.3.3 Avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre teores de nutrientes nas folhas do milho

Sabe-se que a análise foliar constitui importante prática para o monitoramento do estado nutricional das plantas. No presente estudo, observou-se que houve interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” para as concentrações de todos os macro e micronutrientes avaliados nas folhas das plantas de milho (Tabela 6.12)

Embora tenha sido constatado que para a maioria dos macro e micronutrientes avaliados os valores se encontraram dentro da faixa de referência considerada adequada para nutrição da cultura do milho, segundo a compilação de Büll (1993) (Tabela 6.13), foram observadas algumas particularidades que merecem destaque.

Para o N, nutriente mais exigido pela cultura do milho (Peixoto et al., 2003; Coelho, 2008), observou-se que as folhas das plantas dos tratamentos irrigados com água residuária, apresentaram maiores valores do elemento, em relação aos tratamentos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.14). Destaque para o tratamento T6R (irrigado com água residuária), o qual apresentou concentração de N acima da faixa indicada para uma nutrição adequada, sem apresentar toxidez, sugerindo a possibilidade de consumo de luxo pelas plantas deste tratamento.

Esses resultados podem ser explicados pela maior disponibilização do N por meio da água residuária, conforme demonstrado em outros estudos, envolvendo ou não a cultura do milho (Fonseca, 2001; Medeiros et al., 2005; Medeiros et al., 2008; Nichele 2009, Almeida et al., 2012; Costa et al., 2012a; Andrade-Filho et al., 2013; Rocha et al., 2014). Na Tabela 6.3 pode-se observar que a água residuária continha valores elevados de N amoniacal (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-), em relação à água de abastecimento. Essas elevadas concentrações podem ter influenciado direta ou indiretamente a disponibilidade N no solo e, conseqüentemente, a sua assimilação pelas plantas.

Em relação aos tratamentos de adubação, observou-se que todos os tratamentos irrigados ou não com água residuária apresentaram concentrações foliares maiores que a observada nas folhas do tratamento T1 (testemunha). Além disso, cabe salientar que as plantas dos tratamentos T3R, T4R, T5R e T6R (nos quais os solos foram acrescidos com vermicompostos de lodo de curtume), irrigadas com água residuária, apresentaram concentrações de N foliar, similares às das plantas do tratamento T2R, o qual recebeu adubação química (Tabela 6.14).

Tabela 6.12. Resumo do teste F da análise de variância para as variáveis macro e micronutrientes nas folhas do milho (*Zea mays* L. - LG 6036), em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação, Urutaí, GO, 2014.

| Causa da variação | N | P | K | Ca | Mg | Cu | Fe | Mn | Zn |
|-------------------------------|----------|------------|----------|----------|----------|---------------------|-------------|------------|------------|
| | % | | | | | mg.dm ⁻³ | | | |
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 250,24** | 2.368,81** | 514,94** | 366,67** | 641,32** | 103,91** | 1.9758,91** | 784,72** | 2.112,47** |
| Fator 2 (tratamentos) | 438,33** | 1.652,69** | 384,21** | 93,92** | 164,54** | 176,98** | 4.2651,16** | 2.050,90** | 815,76** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 42,46** | 48,05** | 65,84** | 73,25** | 170,22** | 121,82** | 1.129,52** | 139,90** | 269,05** |
| CV (%) | 3,76 | 3,22 | 1,33 | 2,55 | 2,62 | 4,98 | 0,37 | 2,47 | 2,40 |

*: significativo a 1% de probabilidade; CV: coeficiente de variação, expresso em porcentagem. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20% (VLc20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo caleiro a 20% (VLc20) + P.

Tabela 6.13. Resultado da análise foliar de milho (*Zea mays* L.) cultivado em tratamentos, contendo vermicomposto de lodo de curtume e irrigação com água residuária de esgoto doméstico e sua comparação com os limites estabelecidos como adequados para a cultura. Urutaí, GO, 2014.

| Nutrientes | N | P | K | Ca | Mg | Cu | Fe | Mn | Zn |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------|--------|--------|-------|
| | % | | | | | ppm | | | |
| Faixa de referência ¹ | 2,75-3,25 | 0,19-0,35 | 1,75-2,97 | 0,23-0,40 | 0,15-0,40 | 6-20 | 50-250 | 42-150 | 15-50 |
| ----- Tratamentos irrigados com água de abastecimento ----- | | | | | | | | | |
| Solo – testemunha | ▼ | ▼ | ● | ▲ | ● | ● | ● | ● | ● |
| Solo + NPK | ● | ▼ | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| Solo + VLp20 | ▼ | ● | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |
| Solo + VLp20 + P | ● | ● | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |
| Solo + VLc20 | ● | ● | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |
| Solo + VLc20 + P | ● | ▲ | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |
| ----- Tratamentos irrigados com água residuária ----- | | | | | | | | | |
| Solo – testemunha | ▼ | ▼ | ● | ▲ | ● | ● | ● | ▼ | ● |
| Solo + NPK | ● | ● | ● | ▲ | ● | ● | ● | ● | ● |
| Solo + VLp20 | ● | ▲ | ● | ▲ | ● | ▲ | ▲ | ● | ● |
| Solo + VLp20 + P | ● | ▲ | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |
| Solo + VLc20 | ● | ▲ | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |
| Solo + VLc20 + P | ▲ | ▲ | ● | ▲ | ● | ● | ▲ | ● | ● |

¹Os teores foliares de macro e micronutrientes considerados faixa de referência, foram compilados de diversos autores por Büll (1993). ● – concentração dentro do intervalo: nutrição considerada adequada; ▲ – concentração acima do limite superior: absorção de luxo ou, se apresentar sintomas, toxidez; ▼ – concentração abaixo do limite inferior: deficiência do nutriente. VLp20: vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20%; VLc20: vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20%.

Esses resultados podem ser explicados também pela maior concentração do N presente nos vermicompostos de lodo de curtume usados (comparada à concentração inicial do solo de cultivo (Tabela 6.1), os quais, em conjunto com a água residuária, forneceram concentrações suficientes para o bom desenvolvimento da cultura ao longo do experimento.

Em relação ao elemento P, considerado o segundo nutriente mais exigido pela cultura do milho (Coelho, 2008), foi observado que as plantas de todos os tratamentos experimentais irrigados com água residuária, apresentaram maiores concentrações foliares deste elemento, em comparação com as plantas irrigadas com água de abastecimento (Tabela 6.14), fato este que pode estar relacionado à maior disponibilização do elemento por meio da irrigação com água residuária doméstica, conforme pode ser observado na Tabela 6.3. Enfatiza-se que os tratamentos T3R, T4R, T5R e T6R, irrigados com água residuária, em especial, apresentaram consumo de luxo de P, sem, no entanto, apresentarem sintomas de toxidez (Tabela 6.13).

Observou-se, também, que as plantas dos tratamentos que tiveram o solo acrescido com vermicompostos de lodo de curtume, irrigadas ou não com água residuária, apresentaram maiores concentrações foliares de P, quando comparados às plantas do tratamento testemunha (T1) e àquele que recebeu adubação química (T2) (Tabela 6.14). Destaque para os tratamentos T5 e T6 (solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo caleiro) que apresentaram as maiores concentrações foliares de P, o que coincide com o tipo de vermicomposto que apresentou a maior concentração do elemento (Tabela 6.1).

Quanto ao macronutriente K, com exceção do tratamento T6R, as plantas de todos os tratamentos irrigados com água residuária, apresentaram maiores concentrações foliares do referido elemento em relação aos grupos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.14), o que também pode estar relacionado à maior disponibilização do K pela água residuária (Tabela 6.3).

Destaca-se, também, que os tratamentos que tiveram solo acrescido de vermicompostos, irrigados ou não com água residuária, apresentaram maiores concentrações foliares de K, em relação ao tratamento testemunha (T1). No entanto, cabe ressaltar que as concentrações de K nas folhas das plantas de todos os tratamentos se enquadraram na faixa de referência considerada adequada para a cultura, não tendo sido observado consumo de luxo, tampouco sintomas de toxidez pelo excesso do nutriente (Tabela 6.13).

Tabela 6.14. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para os teores de macro e micronutrientes nas folhas do milho (LG 6036). Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos de adubação | | | | | |
|----------------------|-------------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
| ----- N (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,80bC ¹ | 3,00bA | 2,50bB | 3,06bA | 3,12aA | 3,04bA |
| Residuária | 2,00aB | 3,18aA | 3,20aA | 3,22aA | 3,24aA | 3,26aA |
| ----- P (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,08bF | 0,17bE | 0,24bD | 0,28bC | 0,33bB | 0,37bA |
| Residuária | 0,13aF | 0,27aE | 0,37aD | 0,43aC | 0,49aB | 0,53aA |
| ----- K (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 2,06bE | 2,24bD | 2,56bB | 2,48bC | 2,75bA | 2,56aB |
| Residuária | 2,40aD | 2,56aC | 2,96aA | 2,56aC | 2,80aB | 2,56aC |
| ----- Ca (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,44bC | 0,39bD | 0,47bC | 0,51bB | 0,58aA | 0,56bA |
| Residuária | 0,55aCD | 0,53aDE | 0,57aBC | 0,61aA | 0,52bE | 0,58aB |
| ----- Mg (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,21bC | 0,22bC | 0,19bD | 0,28bB | 0,33aA | 0,27bB |
| Residuária | 0,28aD | 0,26aE | 0,34aA | 0,32aB | 0,30bC | 0,29aCD |
| ----- Cu (ppm) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 11,20bD | 11,00bD | 13,00bC | 19,00aA | 16,00aB | 14,00bC |
| Residuária | 13,00aD | 12,00aD | 25,00aA | 18,00bB | 13,00bD | 15,00aC |
| ----- Fe (ppm) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 190,00bE | 190,00bE | 280,00bD | 360,00bA | 330,00bC | 340,00bB |
| Residuária | 240,00aF | 250,00aE | 290,00aD | 370,00aC | 380,00aB | 399,60aA |
| ----- Mn (ppm) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 45,80aD | 45,60bD | 84,00bB | 79,80bC | 111,60bA | 113,00bA |
| Residuária | 34,00bD | 83,00aC | 103,40aB | 103,00aB | 124,60aA | 125,80aA |
| ----- Zn (ppm) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 18,40bEX | 20,00bD | 21,00bD | 042,00aA | 33,00aB | 27,00bC |
| Residuária | 26,00aDX | 33,00aC | 40,00aB | 042,00aA | 33,00aC | 41,00aAB |

¹Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação aos elementos Ca e Mg, pôde-se observar que as plantas de todos os tratamentos irrigados com água residuária, com exceção apenas do tratamento T5R (solo + VLc20), apresentaram concentrações foliares superiores, em relação aos demais tratamentos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.14). Nota-se que esses incrementos podem estar relacionados também ao conteúdo de Ca e Mg da água residuária, a qual, no presente estudo apresentou concentrações superiores de Ca e Mg em relação à água de abastecimento (Tabela 6.3). Por outro lado, as maiores concentrações de Ca e Mg observadas nas folhas das plantas da maioria dos tratamentos que tiveram solos acrescidos com vermicompostos (Tabela 6.14), deve-se, conseqüentemente, à maior concentração dos referidos elementos nos compostos usados. A grande maioria dos tratamentos, irrigados ou não com água

residuária, apresentaram consumo de luxo sem sintomas de toxidez, ou seja, concentrações acima da faixa de referência considerada adequada para a nutrição da cultura (Tabela 6.13).

Em relação ao micronutriente Cu, observou-se um incremento deste nas folhas das plantas dos tratamentos T1R, T2R, T3R e T6R, irrigadas com água residuária (Tabela 6.14), mas mantendo-se as concentrações dentro da faixa de referência considerada adequada para a nutrição da cultura (Tabela 6.13). Destaca-se apenas o tratamento T3, irrigado com água residuária, o qual apresentou uma nutrição de absorção de luxo sem apresentar sintomas de toxidez (Tabela 6.13). Por outro lado, todas as plantas cultivadas em solos que receberam adição de vermicompostos, irrigadas ou não com água residuária (com exceção do tratamento T5R), apresentaram concentração foliar de Cu superior à das plantas dos tratamentos T1 (testemunha) e T2 (o qual recebeu adubação química), o que relaciona-se, possivelmente, às maiores concentrações do elemento nos compostos usados, quando comparadas à concentração verificada inicialmente no solo (Tabela 6.1). Esses resultados corroboram estudos anteriores que demonstraram que a irrigação da cultura do milho com água residuária (Al-Jaloud et al., 1995; Fonseca, 2001; Costa et al., 2012b) ou o cultivo da planta em solo acrescido com vermicompostos (Theunissen et al., 2010; Kalantari et al., 2010), proporcionam aumento da concentração foliar do Cu.

Em relação aos elementos Fe, Mn e Zn, observou-se, com exceção de alguns poucos tratamentos, um padrão definido, em que as concentrações maiores dos referidos micronutrientes foram encontradas nas folhas das plantas irrigadas com água residuária (corroborando o estudo de Galdos et al. (2004), por exemplo) e daquelas cultivadas em solo acrescido de vermicompostos de lodo de curtume (Tabela 6.14). Esses resultados podem ser explicados pelas altas concentrações desses nutrientes presentes na água residuária usada na irrigação das culturas (Tabela 6.3), bem como nos vermicompostos usados no presente estudo (Tabela 6.1). As concentrações de todos os referidos elementos na água residuária, por exemplo, apresentaram valores superiores aos valores limites permitidos pela Resolução nº 357 do Conama (Brasil, 2005) (Tabela 6.3).

Em relação ao Fe, em especial, notou-se que as folhas das plantas dos tratamentos T3, T4, T5 e T6, irrigadas ou não com água residuária, apresentaram valores elevados e superiores ao limite máximo considerado adequado para a cultura, sem apresentar sintomas de toxidez (Tabela 6.13). As concentrações de Fe encontrados nos referidos grupos foram superiores estatisticamente às encontradas nos tratamentos T1 (testemunha) e T2 (o qual recebeu adubação química) (Tabela 6.14).

Esses resultados devem-se, possivelmente, às concentrações de Fe elevadas nos vermicompostos usados, em relação à concentração inicial do elemento no solo de cultivo (Tabela 6.1). É importante salientar que, embora estudos tenham demonstrando que a absorção do Fe pelas plantas pode ser influenciada por outros nutrientes, como o K, Ca e Mg (Malavolta et al., 1997; Borges, 2003; Borges et al., 2007), no presente estudo não foi evidenciada baixa disponibilidade do Fe às plantas em consequência do acréscimo de outros nutrientes via adição de vermicompostos no solo de cultivo e, ou, irrigação com água residuária.

Em síntese, a avaliação do estado nutricional das plantas de milho, via análise foliar, permitiu verificar que, de modo geral, os tratamentos conferiram condições favoráveis ao desenvolvimento da cultura do milho, contribuindo para o seu rendimento, com destaque para os tratamentos irrigados com água residuária doméstica e cultivados em solos acrescidos de vermicompostos. Acredita-se que esse comportamento pode ser consequência direta da maior disponibilidade de nutrientes proporcionada pela água residuária e vermicompostos, que por meio de reações químicas e biológicas, liberaram para a solução do solo as formas inorgânicas dos nutrientes que são assimiláveis pelas plantas.

6.3.4 Avaliação dos efeitos dos tratamentos sobre as características do solo de cultivo

Tendo sido verificado na cultura do milho irrigada com água residuária e desenvolvida em solo acrescido de vermicomposto de lodo de curtume, bom crescimento, boa produtividade e concentrações foliares de macro e micronutrientes, em sua maioria, dentro da normalidade, buscou-se investigar os impactos dos tratamentos sobre o solo. Assim, foram avaliadas as características do solo após o cultivo do milho, cujos resultados expressos nas Tabelas 6.15, 6.16 e 6.17 demonstram que houve interação entre as fontes de variação “irrigação” e “tratamentos” para as concentrações de todos os atributos avaliados, com exceção dos teores de N e Cu.

Em relação ao pH do solo, observou-se que todos os tratamentos irrigados com água residuária, com exceção do tratamento T2R (que recebeu adubação química), apresentaram incremento significativo para esse atributo, quando comparados aos tratamentos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.18). Observou-se, também, que os tratamentos irrigados com água de abastecimento (T3A a T6A) que tiveram solo acrescido

com vermicompostos de lodo de curtume, também apresentaram incremento no pH, quando comparados ao tratamento testemunha (T1A), assim como apresentaram valores de pH similares ou superiores ao tratamento T2A (o qual recebeu adubação química) (Tabela 6.18).

Tabela 6.15. Resumo do teste F da análise de variância para as variáveis pH (CaCl_2), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), carbono orgânico total (%), saturação de base (V%) e matéria orgânica (%) do solo estudado, em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação, Urutaí, GO, 2014.

| Fatores | pH (CaCl_2) | CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | COT (%) | Sat Base (V%) | MO (%) |
|-------------------------------|------------------------|--|----------|---------------|---------------------|
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 106,66** | 26.338,23** | 268,52** | 172,53** | 03,75 ^{ns} |
| Fator 2 (tratamentos) | 16,66** | 825,35** | 292,91** | 65,07** | 93,75** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 7,66** | 132,60** | 300,26** | 39,28** | 93,75** |
| CV (%) | 1,93 | 1,51 | 2,03 | 2,66 | 6,35 |

¹A presença de dois asteriscos indica diferença estatística ao nível de 1% de significância pelo Teste F. CV: coeficiente de variação, expresso em porcentagem. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20% (VLc20); Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20% (VLc20) + P.

Tabela 6.16. Resumo do teste F da análise de variância para as variáveis nitrogênio (%), fósforo ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), potássio ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), cálcio ($\text{cmolc}\cdot\text{dm}^{-3}$) e magnésio ($\text{cmolc}\cdot\text{dm}^{-3}$) do solo estudado, em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação. Urutaí, GO, 2014.

| Fatores | N (%) | P ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | K ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) | Ca ($\text{cmolc}\cdot\text{dm}^{-3}$) | Mg ($\text{cmolc}\cdot\text{dm}^{-3}$) |
|----------------------------------|--------------------|---|---|---|---|
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 179,79** | 4.317,90** | 2.083,38** | 2,36 ^{ns} | 60,00** |
| Fator 2 (tratamentos) | 2,12 ^{ns} | 181,11** | 198,53** | 63,42** | 11,40** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 1,63 ^{ns} | 123,25** | 149,85** | 56,68** | 10,22** |
| CV (%) | 8,55 | 7,17 | 2,71 | 4,18 | 16,36 |

¹A presença de dois asteriscos indica diferença estatística ao nível de 1% de significância pelo Teste F. CV: coeficiente de variação, expresso em porcentagem; ns: não significativo. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20% (VLc20); Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo caleiro a 20% (VLc20) + P.

Esses resultados corroboram diferentes trabalhos, desenvolvidos em diferentes sistemas agrícolas com variadas culturas, que verificaram aumento no valor de pH do solo mediante a irrigação com água residuária de origem doméstica (Quin & Woods, 1978,

Falkiner & Smith, 1997; Speir et al., 1999; Johns & McConchie, 1994; Fonseca et al., 2005b; Duarte et al., 2008; Paula, 2008; Andrade-Filho et al., 2013; Oliveira et al., 2014). Acredita-se que no presente estudo, o aumento no valor de pH do solo possa ser atribuído, entre outros fatores, à adição de cátions trocáveis e ânions pelo efluente, bem como a adição de resíduos orgânicos ao solo oriundos dos vermicompostos, seguidos da descarboxilação e desaminação, processos consumidores de prótons.

Tabela 6.17. Resumo do teste F da análise de variância para as variáveis cobre (mg.dm^{-3}), ferro (mg.dm^{-3}), manganês (mg.dm^{-3}) e zinco (mg.dm^{-3}) do solo estudado, em função do tipo de água de irrigação e dos tratamentos de adubação, Urutaí, GO, 2014.

| Fatores | Cu (mg.dm^{-3}) | Fe (mg.dm^{-3}) | Mn (mg.dm^{-3}) | Zn (mg.dm^{-3}) |
|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Fator 1 (tipos de irrigação) | 1,11 ^{ns} | 1.222,82** | 2.139,24** | 127,55** |
| Fator 2 (tratamentos) | 3,77** | 170,92** | 227,37** | 649,18** |
| Interação (fator 1 x fator 2) | 1,11 ^{ns} | 216,84** | 241,93** | 317,10** |
| CV (%) | 8,65 | 1,94 | 2,59 | 2,14 |

¹A presença de dois asteriscos indica diferença estatística ao nível de 1% de significância pelo Teste F. CV: coeficiente de variação; ns: não significativo. Tipos de irrigação: água de abastecimento e água residuária de origem doméstica. Tratamentos: Solo – testemunha (sem adubação química e sem vermicompostos); Solo + NPK; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo primário a 20% (VLp20) + P; Solo + vermicomposto de lodo de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLc20); Solo + vermicomposto de lodo de curtume do tipo calcário a 20% (VLc20) + P.

No entanto, conforme discutido por Fonseca (2001), apesar das águas residuárias domésticas poderem contribuir para a elevação do pH do solo, tanto na camada superficial, quando no subsolo (Al-Nakshabandi et al., 1997), mais pronunciadamente em solos que receberam aplicação de efluentes por vários anos, este aumento de pH tem sido muito pequeno, da ordem de 0,1 a 0,8 unidades. As variações de pH verificadas no solo antes ($\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}=5,3$) (Tabela 6.1) e depois do experimento (Tabela 6.18) se enquadram nessa situação.

Desse modo, os efeitos do aumento do pH do solo mediante adição de água residuária doméstica em solos ácidos, por exemplo, têm sido desprezível e de pouca importância prática em relação à disponibilidade de nutrientes. Portanto, conforme discutido por Stewart et al. (1990), não é de se esperar que o HCO_3^- , ou certos compostos orgânicos presentes na água residuária, em concentrações variáveis, possa substituir a prática da calagem, apesar desse aumento de alcalinidade ser considerado vantajoso pelo fato de diminuir a mobilidade de metais tóxicos no solo.

Outros atributos relacionados diretamente com a análise da acidez do solo, diz respeito aos teores de Al^{3+} e saturação por alumínio (m%). De acordo com Nicolodi et al. (2008), a toxidez por Al^{3+} é o fator que mais limita a produção das culturas em solos ácidos. No presente estudo não foi observada nenhuma ocorrência de Al^{3+} ou saturação por alumínio no solo, antes (Tabela 6.1) ou após o experimento (dados não apresentados), achados esses que são similares ao estudo de Sousa et al. (2006), ao cultivarem pimentão em solo irrigado com efluente de um reator UASB (tecnologia de tratamento biológico de esgotos baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica).

Tabela 6.18. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para as variáveis pH ($CaCl_2$), condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$), carbono orgânico total (%), saturação de base (V%) e matéria orgânica (%) do solo estudado. Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos de adubação | | | | | |
|------------------------------------|-------------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
| ----- pH ($CaCl_2$) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 4,80bC ¹ | 5,00aB | 5,20bA | 5,10bAB | 5,00bB | 5,2bA |
| Residuária | 5,30aA | 5,00aB | 5,40aA | 5,40aA | 5,40aA | 5,4aA |
| ----- Sat Base (V%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 50,00bD | 57,00bC | 65,00aB | 69,00aA | 59,00bC | 60,00bC |
| Residuária | 69,00aAB | 62,00aC | 67,00aB | 71,00aA | 62,00aC | 63,00aC |
| ----- CE ($\mu S.cm^{-1}$) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 68,00bB | 47,80bE | 54,00bD | 73,00bA | 59,00bC | 49,00bE |
| Residuária | 126,00aB | 105,00aD | 120,00aC | 131,00aA | 98,00aE | 97,00aE |
| ----- MO (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 1,00bD | 1,20bC | 1,45bB | 2,70aA | 1,60aB | 1,60aB |
| Residuária | 1,60aA | 1,60aA | 1,60aA | 1,60bA | 1,60aA | 1,60aA |
| ----- COT (%) ----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,57bD | 0,66bC | 0,92aB | 1,10aA | 0,93aB | 0,93aB |
| Residuária | 0,93aA | 0,93aA | 0,93aA | 0,93aA | 0,93aA | 0,93aA |

¹Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Quanto ao atributo saturação por bases (SB) (V%), este é considerado um excelente indicativo das condições gerais da fertilidade dos solos, uma vez que, fornece uma ideia da proporção de cátions trocáveis importantes no complexo de troca, sendo utilizado na classificação dos solos quanto a uma medida do eutrofismo (Silva et al., 2007). No presente estudo, os valores observados para o referido atributo não seguiu um padrão definido, sendo observados maiores valores nos tratamentos T1R, T2R, T5R e T6R, irrigados com água residuária (Tabela 6.18). Analisando apenas os tratamentos irrigados

com água de abastecimento, pôde-se observar que os maiores valores para SB foram encontrados nos tratamentos T3A e T4A. Já entre os tratamentos irrigados com água residuária, os maiores valores foram identificados nos tratamentos T1R, T3R e T4R (Tabela 6.18). Vale salientar que todos os resultados encontrados para SB foram considerados médios (51 – 70%), com exceção do tratamento T4R, assim como para a grande maioria dos valores de pH (5,1 – 5,5).

Quanto ao atributo condutividade elétrica (CE), foi observado incremento em seus valores nos tratamentos irrigados com água residuária (Tabela 6.18), assim como evidenciado no trabalho de Nichele (2009), no qual a cultura do milho foi realizada em solo irrigado com efluentes domésticos. Analisando separadamente os tratamentos irrigados com água residuária e de abastecimento, não se observa um padrão definido para o referido atributo. Acredita-se que o aumento de CE observado nos tratamentos irrigados com água residuária possa ser atribuído à adição de sais presentes no efluente.

Sabe-se que a adição de resíduos ricos e substâncias orgânicas ao solo provoca o aumento no percentual de matéria orgânica (MO). No entanto, no presente estudo foi verificado incremento de MO apenas nos tratamentos T1R, T2R e T3R, irrigados com água residuária (Tabela 6.18). Entre os tratamentos irrigados com água residuária, não foi observada diferença significativa para esse atributo. Nesse caso, é provável que tenha ocorrido rápida mineralização da MO, em todos os tratamentos experimentais, provocada pelas altas temperaturas associadas à umidade constante, resultado da irrigação contínua do experimento com o efluente doméstico. Por outro lado, os percentuais elevados de MO observados nos tratamentos T3A, T4A, T5A e T6A, irrigados com água de abastecimento, em relação aos demais tratamentos, possivelmente esteja associado ao alto conteúdo orgânico presente nos vermicompostos usados, bem como os valores elevados de MO presentes nos mesmos (Tabela 6.1).

Quanto ao atributo carbono orgânico total (COT), foi observado incremento apenas nos tratamentos T1R e T2R, em função da aplicação da água residuária (Tabela 6.18). Esses resultados divergem de alguns estudos que demonstraram aumento do COT em função da adição de esgoto doméstico nos solos (Polglase et al., 1995; Falkiner & Smith, 1997; Friedel et al., 2000; Suárez-Abelenda et al., 2013). No entanto, destacam-se os tratamentos T3A, T4A, T5A e T6A, irrigados com água de abastecimento, os quais apresentaram valores de COT estatisticamente superiores em relação aos encontrados nos solos de cultivo dos tratamentos T1A e T2A (Tabela 6.18). Nesse caso, acredita-se que a adição de

vermicompostos de lodo de curtume tenha influenciado diretamente o teor desse atributo no solo, já que ambos os tipos de vermicompostos usados apresentavam elevada concentração de COT (Tabela 6.1). Além disso, é de se supor que a irrigação com água residuária nos tratamentos cultivados em solo acrescido de vermicompostos (T3R a T6R) não ocasionou um incremento de COT, devido ao fato de que a quantidade de C consumida pelos microrganismos foi repostada pelo C-efluente ou os microrganismos tiveram preferência por utilizar a MO do efluente ou dos vermicompostos como fonte de energia.

Outro atributo cuja concentração tem sido elevada em solos que receberam adição de águas residuárias oriundas de esgotos domésticos, refere-se ao N (Duarte et al., 2008, Fonseca et al., 2011). No presente estudo, foi observado efeito apenas do fator de variação “irrigação” nas concentrações de N do solo (Tabela 6.16). Os tratamentos irrigados com água residuária foram aqueles que apresentaram maiores concentrações de N total no solo de cultivo (Tabela 6.16), resultado esse que pode estar relacionado diretamente à elevada concentração de N total presente neste tipo de água (Tabela 6.3). O N contido na água residuária usada no presente estudo encontrava-se 91,02% na forma mineral (N-NH_4^+ + N-NO_3^-), predominantemente como N-NH_4^+ (Tabela 6.3), forma essa que tem sido comumente identificada em efluentes domésticos (Fonseca et al., 2005a, Fonseca et al., 2005b; Filho et al., 2013). O aporte de N fornecido pela água residuária teria sido suficiente para a assimilação da cultura, assim como para o aumento das concentrações de diferentes formas de N no solo, em relação aos valores encontrados nos solos irrigados com água de abastecimento. Vale salientar que enquanto o N na forma orgânica (constituída principalmente de algas mortas) pode ser mineralizado pela atividade de microrganismos presentes no solo e por processos de degradação da matéria orgânica, as formas N-NH_4^+ e N-NO_3^- podem ser prontamente absorvidas pelas plantas. Silva (2009), estudando os efeitos da irrigação do milho com efluente tratado, também observou aumento significativo dos teores de N amoniacal e de nitrato no solo, após o experimento.

A respeito do P, observou-se que a irrigação com água residuária proporcionou incremento do elemento nos solos (Tabela 6.19), quando comparados aos solos irrigados com água de abastecimento, embora esse acréscimo tenha sido muito pequeno em relação ao teor inicial de P no perfil do solo (5 mg.dm^{-3} – Tabela 6.1). Esses resultados vão ao encontro de diferentes trabalhos que têm demonstrado que a adição de efluentes domésticos aos solos, incrementa significativamente o teor de P nos mesmos em sua camada superficial (Ortega-Larrocea et al., 2001; Kouraa et al., 2002; Meli et al., 2002; Heidarpour et al., 2007;

Costa et al., 2012, Bame et al., 2014), embora existam estudos que não evidenciaram alterações nas concentrações de P em solos irrigados com água residuária (Fonseca et al., 2005a; Duarte et al., 2008; Silva, 2009, Nichele, 2009). Analisando separadamente os tratamentos irrigados com água de abastecimento, pode-se observar que os tratamentos T3A, T4A, T5A e T6A apresentaram maiores concentrações de P, em relação aos tratamentos T1A (testemunha) e T2A (que recebeu adubação química). Tais resultados podem ser explicados possivelmente pela grande quantidade de P presentes nos vermicompostos de lodo de curtume usados (Tabela 6.1), o que possivelmente teria sido disponibilizado ao solo, além da própria adição de P nos tratamentos T4 e T6 (Tabela 6.2).

Com relação ao K, apesar de ter havido acentuada diminuição do elemento em relação à sua concentração inicial no solo de cultivo (Tabela 6.1), foi observado incremento significativo do elemento nos solos dos tratamentos irrigados com água residuária (Tabela 6.18), em comparação aos solos irrigados com água de abastecimento, medido ao final do experimento. Esses dados podem estar relacionados diretamente à alta concentração do elemento presente na água residuária usada (Tabela 6.3). Por outro lado, analisando separadamente os tratamentos, irrigados ou não com água residuária, não se observa um padrão definido. Nos tratamentos irrigados com água de abastecimento, destaca-se o tratamento T1A (testemunha), que apresentou maior concentração de K (Tabela 6.19) ao final do experimento, resultado este que pode ser explicado pelo baixo consumo do elemento pela planta, uma vez que, a cultura pouco se desenvolveu nesta unidade experimental. Já analisando apenas os tratamentos irrigados com água residuária, o tratamento T6R (solo + VLc20 + P) foi aquele que apresentou maior concentração do elemento (Tabela 6.19).

Em relação aos macronutrientes Ca e Mg também não foram identificados padrões bem definidos quanto às suas concentrações identificadas nos solos após o cultivo do milho (Tabela 6.19). No entanto, observou-se incremento dos elementos no solo após o experimento, quando suas concentrações são comparadas à concentração inicial verificada no perfil do solo de cultivo (Tabela 6.1). Entre os tratamentos irrigados com água de abastecimento, foi possível observar que os tratamentos T3A, T4A, T5A e T6A (que tiveram solo acrescido com vermicompostos de lodo de curtume) apresentaram maiores concentrações de Ca em relação aos tratamentos T1A (testemunha) e T2A (o qual recebeu adubação química). Tais resultados possivelmente devem-se ao incremento do elemento proporcionado pelos vermicompostos de lodo de curtume usados, uma vez que, tais compostos apresentaram concentrações quase 5,5 vezes maior que a concentração inicial de Ca verificada no solo de cultivo (Tabela 6.3).

Tabela 6.19. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para as variáveis fósforo (mg.dm^{-3}), potássio (mg.dm^{-3}), cálcio (mEq.100cm^{-3}) e magnésio (mEq.100cm^{-3}) do solo estudado. Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos de adubação | | | | | |
|---|-------------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
| -----P (mg.dm^{-3})----- | | | | | | |
| Abastecimento | 1,00bB ¹ | 1,00bB | 2,00bA | 2,00bA | 2,00bA | 2,00bA |
| Residuária | 5,00aD | 6,00aC | 8,10aB | 11,00aA | 5,00aD | 6,00aC |
| -----K (mg.dm^{-3})----- | | | | | | |
| Abastecimento | 92,00bA | 72,00bD | 48,00bE | 84,00bB | 76,00bCD | 80,00bBC |
| Residuária | 100,00aB | 120,00aA | 92,00aC | 88,00aC | 104,00aB | 120,00aA |
| -----Ca (cmolc.dm^{-3})----- | | | | | | |
| Abastecimento | 2,20bD | 2,60aC | 3,30aA | 3,50aA | 3,30aA | 3,00aB |
| Residuária | 3,40aA | 2,70aCD | 3,10bB | 3,50aA | 2,90bBC | 2,60bD |
| -----Mg (cmolc.dm^{-3})----- | | | | | | |
| Abastecimento | 0,60bA | 0,60bB | 0,60bB | 1,20aA | 0,60bB | 1,00aA |
| Residuária | 1,30aA | 1,00aBC | 1,10aABC | 1,20aAB | 0,90aC | 0,90aC |

¹Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação ao micronutriente Cu, observou-se que os solos irrigados com água residuária, ao final do experimento, não apresentaram valores superiores do elemento quando comparados aos solos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.17). Em adição, ressalta-se que não houve acréscimos do elemento ao solo de cultivo, em função dos tratamentos, quando se analisa a concentração inicial do elemento no perfil do solo de cultivo (Tabela 6.1). É provável que as quantidades do elemento disponibilizadas pela irrigação com água residuária tenham sido assimiladas pelas plantas no decorrer do seu desenvolvimento, o que explica os maiores teores desse elemento nas folhas das plantas dos tratamentos T1R, T2R, T3R e T6R, irrigadas com esse tipo de água (Tabela 6.14). Por outro lado, há de se ressaltar que o maior teor do elemento foi identificado no solo do tratamento T5 (Tabela 6.17), o qual recebeu adição de vermicomposto de curtume do tipo calcário. Esse tipo de vermicomposto foi aquele que apresentou a maior concentração do elemento (2 vezes maior que a concentração observada no solo inicialmente), conforme pode ser observado na Tabela 6.1.

Quanto aos elementos Fe, Mn e Zn, constatou-se, ao final do experimento, que os solos da maioria dos tratamentos irrigados com água residuária foram aqueles que apresentaram os maiores valores dos elementos, quando comparados aos solos irrigados com água de abastecimento (Tabela 6.20), resultado este que pode explicar os maiores teores destes elementos nas folhas do milho (6.14). Para o elemento Fe, cabe salientar que não foram observados acréscimos notáveis do elemento no solo, em função do tipo de irrigação, quando se compara sua concentração ao final do experimento à identificada no perfil do solo inicial (Tabela 6.1)

Para o elemento Mn, observou-se não somente aumento deste nas folhas das plantas irrigadas com água residuária, mas também no solo, quando comparada à sua concentração inicial presente no solo de cultivo. Enquanto o solo inicialmente apresentava uma concentração de 47 mg.dm^{-3} (Tabela 6.1), ao final do experimento a média de concentração do elemento nos solos dos tratamentos irrigados com água residuária foi de $64,66 \text{ mg.dm}^{-3}$ (Tabela 6.17), aumento este que corresponde à quase 1,5 vezes. Além disso, observou-se aumento de Mn no solo, em comparação com a sua concentração inicial (Tabela 6.1), em todos os tratamentos que receberam adição de vermicompostos de lodo de curtume, o que deve-se provavelmente ao aporte do elemento proporcionado pelos compostos usados.

Por outro lado, os solos de todos os tratamentos tiveram as concentrações de Zn aumentadas, em relação à sua concentração inicial no solo (Tabelas 6.17 e 6.20). Neste caso,

acredita-se que o aporte do elemento proporcionado pelas águas de irrigação, abastecimento ou residuária, tenha sido responsável por esse aumento. Pela Tabela 6.3 é possível notar que ambos os tipos de água, com destaque para a água de abastecimento, apresentaram valores de Zn superiores ao limite superior permitido pela legislação brasileira (BRASIL, 2005). Além disso, as concentrações de Zn nos vermicompostos de lodo de curtume usados são no mínimo oito vezes maiores do que a concentração verificada no solo inicialmente (Tabela 6.1), corroborando outros estudos que demonstram que a adição de vermicompostos ao solo proporciona incremento do elemento (Alves et al., 1999; Mantovani et al., 2004). O aumento desse elemento nos solos acrescidos de vermicompostos também pode estar relacionado à alta concentração de Zn presente nos coprólitos das minhocas. Aumentos nos teores de Zn em coprólitos já foram observados por diversos autores (Ganeshamurthy et al. 1998, Bansal & Kapoor 2000, Cheng & Wong 2002, Bartz et al., 2010) para várias espécies de minhocas. Para Cheng & Wong (2002), o aumento do teor de Zn disponível nos coprólitos é resultado de interações entre as minhocas e os microrganismos associados à matéria orgânica.

Tabela 6.20. Valores médios do desdobramento da interação tipo de água de irrigação x tratamentos de adubação para as concentrações de ferro ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), manganês ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) e zinco ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) do solo estudado. Urutaí, GO, 2014.

| Tipos de irrigação | Tratamentos de adubação | | | | | |
|---|-------------------------|------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | Solo (testemunha) | Solo + NPK | Solo + VLp20 | Solo + VLp20 + P | Solo + VLc20 | Solo + VLc20 + P |
| -----Fe ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)----- | | | | | | |
| Abastecimento | 43,00bD | 62,00bA | 48,00bC | 54,00bB | 56,00aB | 50,00bC |
| Residuária | 58,00aD | 64,00aB | 75,00aA | 61,00aC | 54,00bE | 61,00aC |
| -----Mn ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)----- | | | | | | |
| Abastecimento | 32,00bD | 46,00bC | 32,00bD | 60,00bA | 62,00aA | 52,00bB |
| Residuária | 62,00aC | 69,00aA | 66,00aB | 71,00aA | 58,00bD | 62,00aC |
| -----Zn ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)----- | | | | | | |
| Abastecimento | 6,10aC | 8,20bA | 6,10bC | 5,20bD | 8,40aA | 7,40aB |
| Residuária | 5,90bC | 9,30aA | ,10aB | 5,50aD | 5,50bD | 5,60bD |

*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

6.4 CONCLUSÕES

Com base nos resultados e de acordo com as condições experimentais, pode-se concluir que:

- O uso de vermicompostos de lodo de curtume e irrigação com água residuária de origem doméstica, no cultivo do milho (LG 6036), proporcionou às plantas maior altura e diâmetro caulinar (ao longo do experimento), produtividade e avaliação foliar nutricional favorável ao seu desenvolvimento, não tendo sido verificadas concentrações de macro e micronutrientes foliares que pudessem ocasionar sinais de toxidez ou deficiências;
- Os vermicompostos de lodo de curtume, acrescidos ao solo de cultivo, e a irrigação com água residuária de origem doméstica, proporcionaram pouco ou nenhum incremento nos valores de pH, CE, COT, Saturação por bases, MO, N, P, K, Cu e Fe, quando comparadas às suas concentrações identificadas inicialmente no solo de cultivo, não proporcionando, portanto, alterações no solo quanto a estes atributos. Por outro lado, estes tratamentos constituem-se boas fontes de P, Ca, Mg, Mn e Zn, sendo capazes de aumentar o teor desses elementos no solo de cultivo;
- Por fim, conclui-se, que tanto os vermicompostos de lodo de curtume, quanto a água residuária de origem doméstica, constituem importantes fontes de nutrientes para o cultivo do milho, mas que é necessária atenção quando do seu uso para a possibilidade de incremento de alguns nutrientes nos solos.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir de uma análise sistemática dos resultados obtidos, faz-se necessário emitir as seguintes considerações:

- O uso de lodo de curtume *in natura*, nas concentrações de 9 ou 18 Mg.ha⁻¹, consorciado com o reuso da água residuária doméstica no cultivo do milho em um Plintossolo, não constituiu uma opção interessante a ser adotada, visando o rendimento da cultura, apesar de ter sido evidenciado melhoras na fertilidade do solo, considerando os elementos P, K, Mg e Ca. Tal conclusão evidencia a necessidade de que mais estudos sejam conduzidos, não apenas a fim de gerar conhecimento sobre as melhorias no solo e de produtividade que esses resíduos podem proporcionar, mas principalmente com o intuito de proporcionar a aplicação prática dos resultados obtidos pelos produtores rurais. Possíveis perspectivas de novos estudos incluiriam, a análise dos tratamentos envolvendo diferentes classes de solo, em ambiente protegido e em campo, bem como o consórcio do lodo de curtume *in natura*, com outros resíduos orgânicos, além da água residuária de origem doméstica.
- A vermicompostagem mostrou-se, no presente estudo, como um processo que pode ser introduzido como biotecnologia capaz de agregar valor agrônômico a lodos de curtume codispostos com esterco bovino, assim como apropriada para fornecer uma destinação ambientalmente adequada à esses resíduos sólidos. No entanto, embora os resultados obtidos em dois diferentes trabalhos conduzidos no âmbito desta tese apontem para resultados promissores, vale ponderar que as características dos lodos de curtume produzidos pelas indústrias curtumeiras variam enormemente, inclusive, dentro da própria indústria, fato este que evidencia que o presente trabalho não deva ser considerado exaustivo, no que diz respeito à possibilidade de vermicompostagem desses resíduos. Ainda há

evidente lacuna sobre, por exemplo, a possibilidade de misturar outros substratos orgânicos (além do esterco bovino) a lodos de curtume, os quais poderiam gerar resultados, talvez, melhores do que os obtidos no presente estudo. Além disso, há de se avaliar se o processo de vermicompostagem pode ser considerado uma tecnologia de biorremediação, considerando os constituintes químicos e tóxicos presentes em muitos tipos de lodos de curtume produzidos, sobretudo, em curtumes de pequeno porte e de alta rusticidade (os quais constituem a maioria desse tipo de indústria).

- Por fim, destaca-se que o uso de vermicompostos de lodo de curtume e irrigação com água residuária de origem doméstica, no cultivo do milho em um Latossolo, proporcionou às plantas maior altura e diâmetro caulinar (ao longo do experimento), produtividade e avaliação foliar nutricional favorável ao seu desenvolvimento, não tendo sido verificadas concentrações de macro e micronutrientes foliares que pudessem ocasionar sinais de toxidez ou deficiências. No entanto, semelhantemente ao raciocínio adotado anteriormente, deve-se considerar que o presente trabalho não esgota a possibilidade de desenvolvimento de outros estudos na área. Sugere-se que o uso de vermicompostos de lodo de curtume seja avaliado em outros tipos de solos, em outras culturas agrícolas (tanto em ambiente protegido, quanto em campo), bem como em consórcio com outros resíduos, além da água residuária. Tais estudos, iriam ao encontro dos anseios mais atuais, os quais incluem um desenvolvimento mais sustentável e menos poluidor.

8 REFERÊNCIAS

ABER, S.; SALARI, D.; PARSA, M. R. Employing the Taguchi method to obtain the optimum conditions of coagulation-flocculation process in tannery wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, Belfast, v. 162, n. 1, p. 127-134, aug. 2010.

ADEKALU, K. O.; OKUNADE, D. A. Effects of pond water and sewage effluent treatments on yield and nutrient uptake of maize. **Tropical Agriculture**, West Indies, v. 79, n. 2, p. 120-124, mar./abr. 2002.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Evolução dos recursos hídricos no Brasil**: regiões hidrográficas do Brasil, caracterização geral e aspectos prioritários, relatório de gestão 2001. Brasília: ANA, 2002, 72 p.

AHMADIFARD, S.; KALBASI, M. Effect of irrigation with municipal wastewater effluent on selected chemical properties of three calcareous soils and heavy metals concentration in corn. **International Journal of Biosciences**, Bangladesh, v. 5, n. 2, p. 133-138, feb. 2014.

AIRA, M.; MONROY, F.; DOMINGUEZ, J. Earthworms strongly modify microbial biomass and activity triggering enzymatic activities during vermicomposting independently of the application rates of pig slurry. **Science Total Environmental**, Barcelona, v. 385, n. 1-3, p. 252-261, out. 2007.

ALBANELL, E.; PLAIXATS, J.; CABRERO, T. Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 6, n. 3, p. 266-269, maio 1988.

AL-JALOUD, A. A.; HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A. J.; KARIMULLA, S. Effect of wastewater irrigation on mineral composition of corn and sorghum plants in a pot experiment. **Journal of Plant Nutrition**, Georgia, v. 18, n. 8, p. 1677-1692, Aug. 1995.

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998, 297 p.

AL-NAKSHABANDI, G. A.; SAQQAR, M. M.; SHATANAWI, M. R.; FAYYAD, D.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**, Auckland, v. 34, n. 1, p. 81-97, jul. 1997.

ALLOWAY, B. J.; AYERS, D. C. **Chemical principles of environmental pollution**. Oxford: Chapman & Hall, Alden Press, 1994. 200 p.

ALMEIDA, J. P. N.; COSTA, L. R.; SAMPAIO, P. R. F.; AZEVEDO, J.; DIAS, N. S. Utilização de esgoto doméstico tratado na produção de mudas de maracujazeiro amarelo.

Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, Mossoró, v. 7, n. 4, p. 69-75, out./dez. 2012.

ALVES, W. L.; MELO, W. J.; FERREIRA, M. E. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p.729-736, jul./set. 1999.

ALVES, W. W. A.; ALBUQUERQUE, J. H.; OLIVEIRA, F. A.; AZEVEDO, C. A. V.; DANTAS-NETO, J. Água disponível no solo e adubação fosfatada: efeito sobre o crescimento e desenvolvimento do milho. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v. 4, n. 1, p. 47-53, jan./mar. 2009.

ALVES, W. W. A.; AZEVEDO, C. A. V.; DANTAS NETO, J.; SOUSA, J. T.; LIMA, V. L. A. Águas residuárias e nitrogênio: efeito na cultura do algodão marrom. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v.4, n.1, p. 16-23, jan./mar. 2009.

ANDRADE, I. P.; MONTENEGRO, A. A.; DA-SILVA, J. A. A.; FREIRE, M. B. G.; SANTOS, T. E. M. Impacto do reuso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, Suplemento, p. 212-216, 2005.

ANDRADE-FILHO, J. A.; SOUSA, O. N.; DIAS, N. S.; NASCIMENTYO, I. B.; MEDEIROS, J. F.; COSME, C. R. Atributos químicos de solo fertirrigado com água residuária no semiárido brasileiro. **Irriga**, Botucatu, v. 18, n. 4, p. 661-674, out./dez. 2013.

APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 1997. 1194 p.

AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L.; SILVA, V. F. **Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos**: vermicompostagem. Rio de Janeiro: Embrapa/CNPBS, 1992, 12 p.

AQUINO-NETO, V. A.; CAMARGO, O. A. Crescimento e acúmulo de crômio em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl_3 e resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 1, p. 225-235, jan./mar. 2000.

AQUINO, A. M.; ALMEIDA, D. L.; GUERRA, J. G. M.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana, coloides orgânicos e nitrogênio inorgânico durante a vermicompostagem de diferentes substratos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 11, p. 1087-1093, nov. 2005.

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

ARAÚJO, F. F. Disponibilização de fósforo, correção do solo, teores foliares e rendimento de milho após a incorporação de fosfatos e lodo de curtume natural e compostado. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 2, p. 355-360, mar./jul. 2011.

- ARAÚJO, F. F.; TITITAN, C. S.; PEREIRA, H. M.; CAETANO-JÚNIOR, O. Desenvolvimento do milho e fertilidade do solo após aplicação de lodo de curtume e fosforita. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 5, p. 507-511, set./out. 2008.
- ATIYEH, R. M.; LEE, S.; EDWARDS, C. A.; ARANCON, N. Q.; METZGER, J. D. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 84, n. 1, p. 7-14, aug. 2002.
- AVCI, H.; YAMAN, M. Concentrations, accumulation, and interactions of redoximorphic metals (Fe, Mn) between other elements in plants grown on wastewater-irrigated and control soils. **Water, Air & Soil Pollution**, Ontario, v. 225, n. 4, p. 1926-1942, mar. 2014.
- AZEVEDO, M. R. Q. A.; KONIG, A.; BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, C. A. V.; TAVARES, T. L.; SOARES, F. A. L. Efeito da irrigação com água residuária tratada sobre a produção de milho forrageiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 2, n. 1, p. 63-68, jan./mar. 2007.
- AYOUB, G. M.; HAMZEH, A.; SEMERJIAN, L. Post treatment of tannery wastewater using lime/bittern coagulation and activated carbon adsorption. **Desalination**, Swansea, v. 273, n. 2-3, p. 359-365, jun. 2011.
- BAME, I. B.; HUGHES, J. C.; TITSHALL, L. W.; BUCKLEY, C. A. The effect of irrigation with anaerobic baffled reactor effluent on nutrient availability, soil properties and maize growth. **Agricultural Water Management**, Auckland, v. 134, n. 1, p. 50-59, mar. 2014.
- BANSAL, S.; KAPOOR, K. K. Vermicomposting of crop residues and cattle dung with *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 73, n. 2, p. 95-98, jun. 2000.
- BARROS, M. A. S. D.; ARROYO, P. A.; SOUSA-AGUIAR, E. F.; SEGARRA, V. O processamento de peles. In: BARROS, M. A. S. D.; ARROYO, P. A.; SOUSA-AGUIAR, E. F.; GARCIA, P. A. (Ed.). **Problemas ambientais com soluções catalíticas: I o cromo no processamento de peles**. Madrid: Ciencia y Tecnologia para el Desarrollo, 2001. p. 37-63.
- BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Reuso de esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 3, p. 225-236, jul./set. 2011.
- BARTZ, M. L. C.; COSTA, A. C. S.; SOUZA JR, G.; BROWN, G. G. Micronutrientes e óxidos de ferro em coprólitos de minhocas produzidos em um Latossolo Vermelho distroférico (Oxisol) sob diferentes sistemas de manejo. **Acta Zoológica Mexicana**, Veracruz, v. 26, n. 2, p. 281-294, fev. 2010.
- BASTOS, N. S.; MERIZIO, T. ARAÚJO, F. F. Desenvolvimento de mudas de alface em substrato comercial enriquecido com lodo de curtume. **Colloquium Exactarum**, Presidente Prudente, v. 3, n. 1, p. 18-21, jan./jul. 2011.
- BASTOS, R. K. X. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003, 270 p.

- BATISTA, M. M.; ALOVISI, A. M. T. Alterações de atributos químicos do solo e rendimento da cana soca pela utilização de lodo de curtume. **Anuário da Produção de Iniciação Científica Discente**, Valinhos, v. 13, n. 17, p. 387-396, jun. 2010.
- BERILLI, S. S.; QUIUQUI, J. P. C.; REMBINSKI, J.; SALLA, P. H. H.; BERILLI A. P. C. G.; LOUZADA, J. M. Utilização de lodo de curtume como substrato alternativo para produção de mudas de café *conilon*. **Coffe Science**, Lavras, v. 9, n. 4, p. 472-479, out./dez. 2014.
- BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 152-169, jan./jun., 2008.
- BIDONE, F. R. A. **A vermicompostagem dos resíduos sólidos de curtume, brutos e previamente lixiviados, utilizando composto de lixo orgânico urbano como substrato**. 1995. 294 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento)–Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.
- BIOGENE. **Híbridos de Milho BG7049 e BG7049H**. Disponível em: <<http://www.biogene.com.br/paginas/milho/bg7049.html>>. Acesso em: 20 maio 2013.
- BOLAN, N. S.; HEDLEY, M. J.; WHITE, R. E. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. In: WRIGHT, R. J.; BALIGAR, V. C.; MURRAN, R. P. (Eds.). **Plant-soil interactions at low pH**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1991. p. 169-179.
- BOND, W. J. Effluent irrigation – an environmental challenge for soil science. **Australian Journal Soil Resource**, Dordrecht, v. 36, n. 4, p. 543-555, apr., 1998.
- BONINI, M. A.; SATO, L. M.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Alterações nos atributos químicos e físicos de um Latossolo Vermelho irrigado com água residuária e vinhaça. **Revista Biociências**, Taubaté, v. 20, n. 1, p. 56-63, jan. 2014.
- BORGES, J. D. **Efeitos do lodo de curtume nas culturas do milho (*Zea mays* L.) e do capim braquiário [*Brachiaria brizantha* (Hochst ex A. Rick) Sappf.] cultivar Marandu em Latossolo vermelho-amarelo**. 2003. 244 f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2003.
- BORGES, J. D.; BARROS, R. G.; SOUZA, E. R. B.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. P.; LEANDRO, W. M.; OLIVEIRA, I. P.; CARNEIRO, M. F.; NAVEZ, R. V.; SONNENBERG, P. E. Teores de micronutrientes nas folhas de milho fertilizadas com lodo de curtume. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 2, p. 1-6, abr./jun. 2007.
- BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.
- BRITO, M. A. G. M. Considerações sobre resíduos sólidos de serviços saúde. **Revista Eletrônica de Enfermagem (online)**, Goiânia, v. 2, n. 2, p. 5-12, jul./dez. 2000.

BRUNES, A. P.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; MORAES, J. R.; SANTOS, K. F. Crescimento de milho e alterações químicas do solo após a aplicação de vermicompostos. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 2008, Londrina. **Anais...** Londrina, PR: SBCS, 2008a.

BRUNES, A. P.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; MORAES, J. R.; SANTOS, K. F. Estado nutricional de plantas de milho cultivadas em solo acrescido de vermicomposto. In: XVII CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 17.; ENCONTRO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 10.; 2008, Pelotas. **Anais...** Pelos, RS: UFPEL, 2008b.

BÜLL, L. T. Nutrição mineral do milho. In: BÜLL, L. T.; CANTARELA, H. (Ed.). **Cultura do milho: fatores que afetam a produtividade**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fostato, 1993. p. 63-145.

CAMPOS, J. J.; et al. Lodo de curtume na produção de mudas de teca. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 29.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 13.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 11.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 8.; 2010, Guarapari. **Anais...** Viçosa, MG: SBCS, 2010.

CARLESSO, W. M.; RIBEIRO, R.; HOEHNE, L. Tratamento de resíduos a partir de compostagem e vermicompostagem. **Revista Destaques Acadêmicos**, Lajeado, v. 3, n. 4, p. 105-110, abr. 2011.

CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. S.; COTTA, J. A. O.; LIMA, E. N. Utilização de diferentes resíduos no processo de vermicompostagem e estudo da humificação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS. **Anais...** Vitória, ES, Brasil, 2009.

CASTILHOS, D. D. **Alterações química e biológicas do solo resultantes da adição de resíduos de curtume e cromo hexavalente**. 194 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)–Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

CASTILHOS, D. D.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Rendimentos de culturas e alterações químicas do solo tratado com resíduos de curtume e crômio hexavalente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 1083-1092, jul./ago. 2002.

CASTILHOS, R. M. V.; DICK, D. P.; CASTILHOS, D. D.; MORSELLI, T. B. A. G.; COSTA, P. F. P.; CASAGRANDE, W. B.; ROSA, C. M. Distribuição e caracterização de substâncias húmicas em vermicompostos de origem animal e vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. Especial, p. 2669-2675, dez. 2008.

CASTRO, C. M. **Ocorrência de desreguladores endócrinos em cultura de milho irrigada com efluentes urbanos tratados**. 2010. 106f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)–Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010.

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

CHAMLE, D. R.; MOGLE, U.; JADHAV, B. Effect of vermicompost on chlorophyll content, leaf area yield of maize. **Geobios**, Villeurbanne Cedex, v. 33, n. 1, p. 334-336, jan. 2006.

CHAMLE, D. R. Effect of weed vermicomposts on maize. **Advance Research in Pharmaceuticals and Biologicals**, Rajasthan, v. 4, n. I, p. 622-625, jan./jun. 2014.

CHANDRASHEKARA, S. I.; HARLAPUR, S.; MURALIKRISHAN, M.; GIRIJESHM G. K. Response of maize to organic manures with inorganic fertilizers. **Karnataka Journal of Agricultural Sciences**, Karnataka, v. 13, n. 5, p. 144-146, sept. 2000.

CHENG, J.; WONG, H. M. Effects of earthworms on Zn fractionation in soils. **Biology & Fertility of Soils**, Florence, v. 36, n. 1, p. 72-78, aug. 2002.

CENTRO DAS INDÚSTRIAS DE CURTUMES DO BRASIL (CICB). **Exportações brasileiras de couros e peles – julho 2014**. Disponível em: <<http://www.cicb.org.br/?p=11266>>. Acesso em: 3 nov. 2014.

CLAAS, I. C.; MAIA, R. A. M. **Manual básico de resíduos industriais de curtume**. Porto Alegre: SENAI Rio Grande do Sul, 1994. 664 p.

COELHO, A. M. Nutrição e Adubação do Milho. In: CRUZ, J. C.; KARAM, D.; MONTEIRO, M. A. R.; MAGALHÃES, P. C. (Org.). **A cultura do milho**. Sete Lagoas, MG: Embrapa Milho e Sorgo, 2008, v.1, p. 131-157.

COSTA, C. N.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; KONRAD, E. E.; PASSIONOTO, 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 Agrociências**, Pelotas, v. 7, n. 3, p. 189-191, set./dez. 2001.

COSTA, F. X.; LIMA, V. L. A.; BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, C. A. V.; SOARES, F. A.; ALVA, I. D. M. Efeitos residuais da aplicação de biossólidos e da irrigação com água residuária no crescimento do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 6, p. 687-693, nov./dez. 2009.

COSTA, M. S.; COSTA, Z. V. B.; ALVES, S. M. C.; NETO, M. F.; MARINHO, M. J. C. Avaliação nutricional do milho cultivado com diferentes doses de efluente doméstico tratado. **Irriga**, Botucatu, v. 1, n. 1, p. 12-26, jan./abr. 2012.

COSTA; Z. V. B.; LIMA; K. S.; AZEVEDO; J.; MOTA; A. F.; COSTA; L. R.; ALVES, S. M. C. Atributos químicos do solo irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratada na cultura do milho. In: WINOTEC: WORKSHOP INTERNACIONAL DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA NA IRRIGAÇÃO, 4.; 2012, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, CE: UNESP, 2012.

CROMER, R. N.; TOMPKINS, D.; BARR, N. J.; HOPMANS, P. Irrigation of Monterey pine with wastewater: effect on soil chemistry and groundwater composition. **Journal of Environmental Quality**, Davis, v. 13, n. 4, p. 539-542, oct./dec. 1984.

DA-SILVA, M. D. M. **Atributos biológicos de neossolo e produtividade do feijão-caupi após três anos de aplicações consecutivas de lodo de curtume compostado**. 2012. 70 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)–Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2012.

DATAR, M. T.; RAO, M. N.; REDDY, S. Vermicomposting – A technological option for solid waste management. **Journal of Solid Waste Technology and Management**, Philadelphia, v. 24, n. 2, p. 89-93, feb. 1997.

DE, B.; BANDYOPADHYAY, S. Influence of soil conservation techniques on growth and yield of maize (*Zea mays* L.) in Terai region of West Bengal. **SAARC Journal of Agriculture**, Dhaka, v. 11, n. 1, p. 133-147, jan. 2013.

DEOLALIKAR, A.V.; MITRA, A.; BHATTACHARYEE, S.; CHAKRABORTY, S. Effect of vermicomposting process on metal content of paper mill solid waste. **Journal of Environmental Science and Engineering**, Nagpur, v. 47, n. 2, p. 81-84, abr. 2005

DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. Acompanhamento químico da vermicompostagem de lodo de esgoto doméstico. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 6, p. 956-961, jul. 2011.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREAL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 302-310, maio./jun. 2008.

ECKHARDT, D. P. **Potencial fertilizante de adubos orgânicos à base de esterco bovino e sua utilização na produção de mudas de alface**. 2011. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

EDWARDS, C. A. **Eartworm Ecology**. 2. ed. New York: Academic Publishing, 1998, 388 p.

ELVIRA, C.; SAMPEDRO, L.; DOMINGUEZ, J.; MATO, S. Vermicomposting of wastewater sludge from paper-pulp industry with nitrogen rich materials. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 29, n. 3-4, p. 759–762, mar/abr. 1996.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Brasília: Embrapa-CNPS, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Nutrição e Adubação do Milho**. Disponível em:

<<http://www.cnpms.embrapa.br/milho/deficiencia/defic6.html>>. Acesso em: 15 nov. 2014.

FALKINER, R. A.; SMITH, C. J. Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 35, n. 1, p. 131-147, jan. 1997.

FEIGIN, A.; FEIGENBAUM, S.; LIMONI, H. Utilization efficiency of nitrogen from sewage effluent and fertilizer applied to corn plants growing in a clay soil. **Journal of Environmental Quality**, Davis, v. 10, n. 3, p. 284-287, jul. 1981.

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

FERREIRA, D. F. **Sistemas de análise estatística para dados balanceados - SISVAR**. 2006. Lavras. Disponível em: <<http://www.ufla.br/dex/sisvar>>. Acesso em: 15 nov. 2013.

FONSECA, A. F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características **químicas do solo e do milho pela aplicação de efluentes de esgoto tratado**. 2001. 102 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Georgia, v. 36, n. 13-14, p. 1965-1981, fev. 2005a.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. II. Soil acidity, exchangeable cations, and sulfur, boron, and heavy metals availability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Georgia, v. 36, n. 13-14, p. 1983-2003, fev. 2005b.

FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; PAULA, A. M.; VICTÓRIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Science Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 2, p. 194-209, mar./apr. 2007.

FONSECA, A. F.; LEAL, R. M. P.; HERPIN, U.; MELFI, A. J. Carbon and nitrogen dynamics in a Brazilian soil-pasture system irrigated with treated sewage effluent. **Israel Journal of Plant Sciences**, Jerusalem, v. 59, n. 2-4, p. 147-157, mar. 2011.

FRIEDEL, J. K.; LANGER, T.; SIEBE, C.; STAHR, K. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. **Biology and Fertility of Soil**, Heidelberg, v. 31, n. 5, p. 414-421, jul. 2000.

GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em uma Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 569-577, maio/jun. 2004.

- GAMBA, V. S. **Avaliação do lodo de curtume como fonte de nutrientes para o crescimento inicial de eucalipto**. 2012. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)–Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2012.
- GANEM, R. S. **Curtumes: aspectos ambientais**. 2007. Disponível em: <http://bd.camara.gov.br/bd/bitstream/handle/bdcamara/1281/curtumes_aspectos_senna.pdf?sequence=1>. Acesso em: 20 maio 2013.
- GANESHMURTHY, K.; MANJIAH, K. M.; SUBBA RAO, A. Mobilization of nutrients in tropical soils through worm casting: availability of macronutrients. **Soil Biology and Biochemistry**, Queensland, v. 30, n. 13, p. 1671-1676, nov. 1998.
- GARG, V. K.; GUPTA, R. Optimization of cow dung spiked pre-consumer processing vegetable waste for vermicomposting using *Eisenia foetida*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 74, n. 1, p. 19-24, jan. 2011.
- GARG, V. K.; KAUSHIK, P. Vermistabilization of textile mill sludge spiked with poultry droppings by an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 96, n. 9, p. 1189–1193, jun. 2005.
- GODECKE, M. V.; RODRIGUES, M. A. S.; NAIME, R. H. Resíduos de curtume: estudo das tendências de pesquisa. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 7, n. 7, p. 1357-1378, mar./ago. 2012.
- GODOY, J. R. R.; MEDEIROS, C. M.; SANTANA, G. P. Vermicompostagem de biossólido obtido de fossa sanitárias, grama e pó de serragem utilizando *Eisenia foetida* (Savigny, 1826). **Revista Ceres**, Viçosa, v. 56, n. 5, p. 648-653, set./out. 2009.
- GONÇALVES, I. C. R. **Atributos químicos e biológicos do solo e produtividade de feijão caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) após dois anos de aplicação de lodo de curtume compostado**. 2011. 66 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal)–Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2011.
- GONDEK, K.; FILIPEK-MAZUR, B. Biomass yields of shoots and roots of plants cultivated in soil amended by vermicomposts based on tannery sludge and content of heavy metals in plant tissues. **Plant Soil and Environment**, Czech Republic, v. 49, n. 9, p. 402-409, nov. 2003.
- GRIGATTI, M.; CIAVATTA, C.; GESSA, C. Evolution of organic matter from sewage sludge and Garden trimming during composting. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 91, n. 2, p. 163-169, feb. 2004.
- GUTIERREZ-MICELI, F. A.; MOGUEL-ZAMUDIO, B.; ABUD-ARCHILA, M.; GUTIERREZ-OLIVA, V. F.; DENDOOVEN, L. Sheep manure vermicompost supplemented with a native diazotrophic bacteria and mycorrhizas for maize cultivation. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 99, n. 15, p. 7020-7026, oct. 2008.
- HAIT, S.; TARE, V. Vermistabilization of primary sewage sludge. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 102, n. 3, p. 2812–2820, fev. 2011.

HARTENSTEIN, R.; NEUHAUSER, E. F.; KAPLAN, D. L. Reproductive potential of the earthworm *Eisenia foetida*. **Oecologia**, Berlin, v. 43, n. 3, p. 329-340, dez. 1979.

HEIDARPOUR, M.; FARD, B. M.; KOUPAI, J. A. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. **Agricultural Water Management**, Auckland, v. 90, n. 1-2, p. 87-94, may. 2007.

HESPANHOL, I. Potencial uso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Bahia Análise e Dados**, Salvador, v. 13, n. Especial, p. 411-437, dez. 2003.

HOBSON, A.; FREDERICKSON, J.; DISE, N. CH₄ and N₂O from mechanically turned windrow and vermicomposting systems following in-vessel pre-treatment. **Waste Management**, Padova, v. 25, n. 4, p. 345-352, set. 2005.

HU, J. et al. Ecological utilization of leather tannery waste with circular economy model **Journal of Cleaner Production**, Knoxville, v. 19, n. 2-3, p. 221-228. jan./fev. 2011.

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

JAVAREZ-JR, A.; RIBEIRO, T. A. P; PAULA-JR, D. R. Eficiência do reuso de águas residuárias na irrigação da cultura do milho, **Irriga**, Botucatu, v. 15, n. 3, p. 231-247, jul./set., 2010.

JOHNS, G. G.; McCONCHIE, D. M. Irrigation of bananas with secondary treated sewage effluent. I. Field evaluation of effect on plant nutrients and additional elements in leaf, pulp and soil. **Australian Journal of Agricultural Research**, Cordoba, v. 45, n. 7, p. 1601-1617, jul./ago. 1994.

KALANTARI, S.; HATAMI, S.; ARDALAN, M. M.; ALIKHANI, H. A.; SHARAF, M. The effect of compost and vermicompost of yard leaf manure on growth of corn. **African Journal of Agricultural Research**, Thessaloniki, v. 5, n. 11, p. 1317-1323, jun. 2010.

KAUR, A.; SINGH, J.; VIG, A. P., DHALIWAL, S.S.; RUP, P.J. Cocomposting with and without *Eisenia fetida* for conversion of toxic paper mill sludge into soil conditioner. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 101, n. 21, p. 8192-8198, nov. 2010.

KAUSHIK, P.; GARG, V. K. Dynamics of biological and chemical parameters during vermicomposting of solid textile mill sludge mixed with cow dung and agricultural residues. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 94, n. 2, p. 203-209, sept. 2004.

KHAN, M. A.; SHAUKAT, S.; KHAN, M. A. Economic benefits from irrigation of maize with treated effluent of waste stabilization ponds. **Pakistan Journal of Botany**, Karachi, v. 40, n. 3, p. 1091-1098, mar. 2008.

KHWAIRAKPAM, M.; BHARGAVA, R. Vermitechnology for sewage sludge recycling. **Journal of Hazardous Materials**, Roorkee, v. 161, n. 2-3, p. 948-954. jan. 2009.

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

KILIÇ, E.; FONT, J.; PUIG, R. COLAK, S.; CELIK, D. Chromium recovery from tannery sludge with saponin and oxidative remediation. **Journal of Hazardous Materials**, New York, v. 185, n. 1, p. 456-462, Jan. 2011.

KIYASUDEEN, K.; JESSY, R. S.; IBRAHIM, M. H. Earthworm's gut as reactor in vermicomposting process: a mini review. **International Journal of Scientific and Research Publications**, Texas, v. 4, n. 7, p. 1-6, jul. 2014.

KIZILKAYA, R. The role of different organic waste on zinc bioaccumulation by earthworm *Lumbricus terrestris* L. (Oligochaeta) in successive Zn added soil. **Ecological Engineering**, Florida, v. 25, n. 4, p. 322-331, nov. 2005.

KMET'OVÁ, M.; KOVÁČIK, P.; RENCO, M. The effect of different doses application of dry granulated vermicomposto n yield parameters of maize and potatoes. **Acta Fytotechnica et Zootechnica**, Slovakia, v. 16, n. 1, p. 5-11, jan. 2013.

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

KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANII, N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). **Urban Water Journal**, London, v. 4, n. 4, p. 373-378, dec. 2002.

KRAEMER, M. E. P. **A questão ambiental e os resíduos industriais**. Disponível em: <http://www.amda.org.br/imgs/up/Artigo_25.pdf> Acesso em: 14 nov. 2014.

LACERDA, P. M.; RODRIGUES, R. F.; NALINI JUNIOR, H. A.; MALAFAIA, G.; RODRIGUES, A. S. L. Influência da irrigação com águas residuárias no desenvolvimento de *Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco). **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 9, p. 159-168, abr./jun. 2011.

LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A importância ambiental da vermicompostagem**: vantagens e aplicações. São Carlos: Rima Editora, 2005. 106 p.

LATTEREL, J. J.; DOWDY, R. H.; CLAPP, C. E.; LARSON, W. E.; LINDEN, D. R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. **Journal of Environmental Quality**, Davis, v. 11, n. 1, p. 124-128, jan. 1982.

LAZCANO, C.; REVILLA, P.; MALVAR, R. A.; DOMÍNGUEZ, J. Yield and fruit quality of four sweet corn hybrids (*Zea mays*) under conventional and integrated fertilization with vermicompost. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, New Zealand, v. 91, n. 7, p. 1244-1253, feb. 2011.

LEAL, R. M. P.; FONSECA, A. F.; HERPIN, U.; MELFI, A. J. Agricultural utilization of treated sewage effluent: experience from Brazil. **Israel Journal of Plant Science**, Jerusalem, v. 59, n. 2-4, p. 235-248, jun. 2011.

- LUCHESE, A. V. GONÇALVES JÚNIOR, A. C.; LUCHESE, E. B.; BRACCINI, M. C. L. Emergência e absorção de cobre por plantas de milho (*Zea mays*) em resposta ao tratamento de sementes com cobre. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1946-1952, nov./dez. 2004.
- LUDWIG, R.; PUTTI, F. F.; BRITO, R. R. Revisão sistemática sobre o uso de efluentes na agricultura. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Paulo, v. 8, n. 6, p. 167-176, jun. 2012.
- LUERSEN, L. H.; SHULTZ, G.; REMPEL, C. Reuso do efluente tratado na indústria curtumeira. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 16, n. 1, p. 5-10, jan./jun. 2012.
- MALAFAIA, G.; JORDÃO, C. R.; ARAÚJO, F. G.; LEANDRO, W. M.; RODRIGUES, A. S. L. Vermicompostagem de lodo de curtume em associação com esterco bovino utilizando *Eisenia foetida*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 2014. No prelo.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafos, 1997. 201p.
- MANTOVANI, J. R.; CRUZ, M. C. P.; FERREIRA, M. E.; ALVES, W. L. Extratores para a avaliação da disponibilidade de metais pesados em solos adubados com vermicompostos de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 4, p. 371-378, abr. 2004.
- MANYUCHI, M. M.; KADZUNGURA, L.; PHIRI, A.; MUREDZI, P. Effect of vermicompost, vermiwash and application time on *Zea mays* growth. **International Journal of Scientific Engineering and Technology**, Bhopal, v. 2, n. 7, p. 638-641, jul. 2013.
- MANYUCHI, M. M.; MUDAMBURI, T.; PHIRI, A.; MUREDZI, P.; KANHUKAMWE, Q. C. Impact of vermicomposto n peas cultivated soil. **Global Journal of Engineering Science and Researches**, Landline, v. 1, n. 1, p. 1-3, mar./jul. 2014.
- MANYUCHI, M. M.; NYAMUNOKORA, K. Granulation of vermicompost using vermiwash as a binding media. **Global Journal of Engineering Science and Researches**, Landline, v. 1, n. 1, p. 4-6, sept./nov. 2014.
- MANYUCHI, M. M.; PHIRI, A. Vermicomposting as a solid waste management strategy: a review. **International Journal of Scientific Engineering and Technology**, Bhopal, v. 2, n. 12, p. 1234-1242, dec. 2013.
- MARTINES, A. M. **Impacto do lodo de curtume nos atributos biológicos e químicos do solo**. 2005. 62 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas)—Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n.4, p. 603-612, out./dez. 2005.

- MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; SOUZA, J. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 109-115, mar./abr. 2008.
- MELI, S.; PORTO, M.; BELLIGNO, A.; BUFO, S. A.; MAZZATURA, A.; SCOPA, A. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. **The Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 285, n. 1-3, p. 69-77, feb. 2002.
- METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. New Delhi: McGraw, 1991. 1334 p.
- MOK, H.; DASSANAYAKE, K. B.; HEPWORTH, G.; HAMILTON, A. J. Field comparison and crop production modeling of sweet corn and silage maize (*Zea mays* L.) with treated urban wastewater and freshwater. **Irrigation Science**, Cordoba, v. 32, n. 5, p. 351-368, apr. 2014.
- MONTEIRO, D. R.; SILVA, T. T. S.; SILVA, L. V. B. D.; LIMA, V. L. A.; SANTOS, C. L. M.; PEARSON, H. W. **Irriga**, Botucatu, v. Especial, n. Especial, p. 40-46, dez. 2014.
- MOTTER, O. F.; KIEHL, E. J.; KAWAI, H.; MEDEL, L. E.; YOSHIMOTO, H. **Utilização de minhocas na produção de composto orgânico**. São Paulo: CETESB, 1990. 8 p.
- NASCIMENTO, M. B. H.; LIMA, V. L. A.; AZEVEDO, C. A. V.; SOUZA, A. F. Propriedades químicas do solo cultivado com mamona, irrigado com água residuária tratada de adubado com biossólido. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v. 4, n. 1, p. 8-15, out./dez. 2009.
- NEUHAUSER, E. F.; HARTENSTEIN, R.; KAPLA, D. L. Growth of earthworm *Eisenia foetida* in relation to population density and food rationing. **Oikos**, Copenhagen v. 35, n. 1, p. 93-98. jan. 1980.
- NICHELE, J. **Utilização de efluentes sanitários tratados para o suprimento de nutrientes à cultura do milho e modificações em propriedades químicas do solo**. 2009. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)–Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- NICOLODI, M.; ANGHINONI, I.; GIANELLO, C. Indicadores da acidez do solo para recomendação de calagem no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 237-247, jan./fev. 2008.
- NUNES, P. M. P.; SMOLAREK, F. S. F.; KAMINSKI, G. A. T.; FIN, M. T.; ZANIN, S. M. W.; MIGUEL, M. D.; MIGUEL, O. G. A importância do aproveitamento dos resíduos industriais da semente de *Citrus*. **Visão Acadêmica**, Curitiba, v. 10, n. 1, p. 97-110, jan/jun. 2009.
- OLIVEIRA, A. F. M.; FERNANDES, F. G. B. C.; BATISTA, R. O. SOUZA, L.; GURGEL, M. T. Teores de metais pesados em cambissolo irrigado com água residuária

doméstica e água de poço. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 302-312, abr./jun. 2014.

OLIVEIRA, J. N. **Compostagem e vermicompostagem de bagaço de cana-de-açúcar da produção de cachaça de alambique, Salinas-MG**. 2010. 62 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente)–Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2010.

ORON, G.; CAMPOS, C.; GILLERMAN, L.; SALGOT, M. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. **Agricultural Water Management**, Auckland, v. 38, n. 3, p. 223-234, jan. 1999.

OROZCO, S. H.; CEGARRA, J.; TRUJILLO, L. M.; ROIG, A. Vermicomposting of coffee pulp using the earthworm *Eisenia fetida*: effects on C and N contents and the availability of nutrients. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 22, n. 1-2, p. 162-166, apr. 1996.

ORTEGA-LARROCEA, M. P.; SIEBE, C.; BÉCARD, G.; MENDEZ, I.; WEBSTER, R. Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico. **Applied Soil Ecology**, Firenze, v. 16, n. 2, p. 149-157, fev. 2001.

OVERMAN, A. R. Irrigation of corn with municipal effluent. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Michigan, v. 24, n. 1, p. 74-80, jan. 1981.

OVERMAN, A.; WILSON, D. M.; VIDAK, W.; ALLHANDS, M.; PERRY JR, T. C. Model for partitioning of dry matter and nutrients in corn. **Journal of Plant Nutrition**, Georgia, v. 18, n. 5, p. 959-968, maio 1995.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**. São Paulo: Cetesb, 2009. 70 p.

PACHECO, J. W. F. **Curtumes**: Série P+L. 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 5 jan. 2013.

PANDURANG, M. U. Efficacy of weed vermicompost and chemical fertilizer on yield, morpho-physiological and biochemical investigations of Maize. **International Journal of Scientific & Engineering Research**, Bhopal, v. 2, n. 1, p. 19-22, jan. 2014.

PANORAS, A.; EVGENIDIS, G.; BLADENOPOULOU, S.; MELIDIS, V.; DOITSINIS, A.; SAMARAS, I.; ZDRAGKAS, A.; MARSI, T. Corn irrigation with reclaimed municipal wastewater. **Global Nest: the International Journal**, Mytilini, v. 5, n. 1, p. 47-54, jan./feb. 2004.

PAULA, A. M. **Atributos microbiológicos do solo em área de pastagem irrigada com lâminas excedentes de efluente de esgoto doméstico**. 2008. 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2008.

PEIXOTO, C. M.; HENTSCHKE, C.; AGUIRRE, A. **Manejo de nitrogênio**. Pelotas: Caderno Técnico, Revista Cultivar, 2003. 10 p.

- PELIZER, L. H.; PONTIERI, M. H.; MORAES, I. O. Utilização de resíduos agroindustriais em processos biotecnológicos como perspectiva de redução do impacto ambiental. **Journal of Technology Management & Innovation**, Santiago, v. 2, n. 1, p. 118-127, mar. 2007.
- PINHEIRO, F.G.R. **Avaliação do Potencial Poluidor de curtumes do Distrito Industrial de Icoaraci e influência sobre os recursos hídricos locais**. 2005. 140f. Dissertação (Mestrado em Geologia)–Centro de Geociências. Universidade Federal do Pará, Belém, 2005.
- PLETSCH, T. A. **Irrigação de milho por sulcos com efluente de Esgoto doméstico tratado**. 2012, 83f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho”, Piracicaba, 2012.
- POLGLASE, P. J.; TOMPKINS, D.; STEWART, L. G.; FALKINER, R. A. Mineralization and leaching of nitrogen in an effluent-irrigated pine plantation. **Journal of Environmental Quality**, Davis, v. 24, n. 5, p. 911-920. sept. 1995.
- POSSATO, E. L. **Uso de lodo de curtume em eucalipto e seu efeito no crescimento de mudas e nos atributos químicos de um cambissolo**. 2010. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais)–Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2010.
- PRADO, A. K.; CUNHA, M. E. T. Efeito da aplicação de lodo de esgoto e curtume nas características físico-químicas do solo e na absorção de nitrogênio por feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.). **UNOPAR Científica Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 10, n. 1, p. 37-41, nov. 2011.
- QUIN, B. F.; WOODS, P. H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent. I. Nutrient status of soil and pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, New Zeland, v. 21, n. 1, p. 419-426, jun.1978.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 6 mar. 2014.
- RAVINDRAN, B.; DINESH, S. L.; KENNEDY, L. J.; SEKARAN, G. Vermicomposting of solid waste generated from leather industries using epigeic earthworm *Eisenia foetida*. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, New York, v. 151, n. 2-3, p. 480-488, dec. 2008.
- RELIGA, P.; KOWALIK, A.; GIERYCZ, P. Application of nanofiltration for chromium concentration in the tannery wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, New York, v. 186, n. 1, p. 288-292, feb. 2011.
- ROCHA, S. A.; GARCIA, G. O.; LOUGON, M. S.; CECÍLIO, R. A.; CALDEIRA, M. V. W. Growth and nutrition leaf of *Eucalyptus* sp. due to use the different water qualities. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 37, n. 2, p. 141-151, jun. 2014.
- ROPKE, C. R.; PALMEIRA, E. M. Competitividade das exportações brasileiras de couro. **Revista Acadêmica de Economía**, Málaga, n. 71, n. 1, p. 1-7, dez. 2006.

ROTH, C. G.; GARCIAS, C. M. A influência dos padrões de consumo na geração de resíduos sólidos dentro do sistema urbano. **Redes**, Santa Cruz, v. 13, n. 3, p. 5-13, set./dez. 2008.

SALOMÃO, L. C. **Calibração de tanques evaporímetros de baixo custo sob diferentes diâmetros em ambiente protegido**. 2012. 74f. Tese (Doutorado em Agronomia)– Faculdade de Ciências Agronômicas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2012.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 14, n. 1, p. 32-38, jan./mar. 2006.

SCHULDT, M.; RUMI, A.; GUTIÉRREZ GREGORIC, D. E. Determinación de “edades” (clases) en poblaciones de *Eisenia fetida* (Annelida: Lumbricidae) y sus implicancias reprobológicas. **Revista del Museo de La Plata (Sección zoología)**, Buenos Aires, v. 17, n. 170, p. 1-10, jun. 2005.

SEGPLAN. Secretaria de Estado de Gestão e Planejamento do Estado de Goiás. **Programa Fomentar/Produzir – Informações e Análises para o Estado e Microrregiões de Goiás**. Goiânia: Instituto Mauro Borges de Estatísticas e Estudos Socioeconômicos, 2012. 41p. Disponível em: <<http://www.seplan.go.gov.br/sepin/estudos.asp>>. Acesso em: 02 abr. 2013.

SELBACH, M. J.; TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; CAVALLET, L. E. Descarte e biodegradação de lodos de curtume. **Revista do Couro**, Estância Velha, v. 81, n. 1, p. 83-94, jan. 1991.

SEN, B.; CHANDRA, T. S. Chemolytic and solid-state spectroscopic evaluation of organic matter transformation during vermicomposting of sugar industry wastes. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 98, n. 8, p. 1680-1683, maio, 2007

SILVA, A. S. S.; SOUZA, J. G.; LEAL, A. C. Qualidade de vida e meio ambiente: experiência de consolidação de indicadores de sustentabilidade em espaço urbano. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v. 3, n. 2, p. 177-196, jul./dez. 2012.

SILVA, A.S.-DA.; LAIME, E. M.; SOUZA, R. N.; SOUTO-FILHO, L. T.; OLIVEIRA, D.C.DE.S. Caracterização de plantas de milho na absorção de nutrientes e metais pesados após submissão à irrigação com efluentes. **Revista Educação Agrícola Superior**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 141-145, jul. 2012.

SILVA, C. J. C.; LIMA, M. G. S.; CARVALHO, C. M.; ELOI, W. M.; PEDROZA, M. M.; DA-SILVA, C. J. C. Efeito do lodo de estação de tratamento de despejos de curtume na fase inicial do crescimento do milho. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 5, n. 2, p. 1-10, dez. 2005.

SILVA, C. D.; COSTA, L. M.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; SILVA, D. D. Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 3, p. 487-491, mar. 2002.

SILVA, D. M.; ARAÚJO, F. F. Uso de lodo de curtume na composição de substratos para produção de mudas para reflorestamento. **Colloquium Agrariae**, Presidente Prudente, v. 7, n. Especial, p. 191-197, jul./dez. 2011.

SILVA, K. K. B. **Efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre o sistema solo-planta (milho) e indução da supressividade a doenças causadas por nematoides**. 2009. 88 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

SILVA, L. L.; CARVALHO, C. M.; SOUZA, R. P. F.; FEITOSA, H. O.; FEITOSA, S. O.; FILHO, R. R. G. Utilização de efluentes domésticos no crescimento da pimenta (*Capsicum chinense*), cultivar tequila bode vermelha. **Revista Agrotec**, Porto, v. 35, n. 1, p. 121-133, jan./fev. 2014.

SILVA, R. C.; PEREIRA, J. M.; ARAÚJO, Q. R.; PIRES, A. J. V.; DEL REI, A. J. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 101-107, jan./fev. 2007.

SIMÕES, K. S.; PEIXOTO, M. F. S. P.; ALMEIDA, A. T.; LEDO, C. A. S.; PEIXOTO, C. P.; PEREIRA, F. A. C. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 5, p. 518-523, maio 2013.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C.; ANDRADE, C. A.; TEIXEIRA, C. F. A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, out. 2003.

SINGH, J.; KAUR, A.; VIG, A. P.; RUP, P. J. Role of *Eisenia foetida* in rapid recycling of nutrients from bio sludge of beverage industry. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 73, n. 3, p. 430-435, mar. 2010.

SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; HENRIQUE, I. N.; DANTAS, J. P.; LIMA, S. M. S. Reuso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 89-96, jan. 2006.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Calagem e adubação para culturas anuais e semiperenes. In: SOUSA, D. M. G.; LOBATO E. (Ed.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Planaltina: Embrapa Cerrado, 2004. p. 283-315.

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

SPEIR, T. W.; VAN SCHAİK, A. P.; KETTLES, H. A.; VICENT, K. W.; CAMPBELL, D. J. Soil and stream-water impacts of sewage effluent irrigation onto steeply sloping land. **Journal of Environmental Quality**, Davis, v. 28, n. 4, p. 1105-1114, jul. 1999.

STEWART, H. T. L.; HOPMANS, P.; FLINN, D. W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. **Environmental Pollution**, Massachusetts. v. 63, n. 2, p. 155-177, feb. 1990.

SUÁREAZ-ABELENDIA, M.; FERREIRA, T. O.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; RIVERA-MONROY, V. H.; MACÍAS, F.; NÓBREGA, G. N.; OTERO, X. L. The effect of nutriente-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. **Geoderma**, Avignon Cedex, v. 213, n. 1, p. 551-559, jan. 2013

SUTHAR, S. Potential utilization of guar gum industrial waste in vermicompost production. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 97, n. 18, p. 2474-2477, dec. 2006.

SUTHAR, S. Pilot-scale vermireactors for sewage sludge stabilization and metal remediation process: Comparison with small-scale vermireactors. **Ecological Engineering**, Flórida, v. 36, n. 5, p. 703-712. maio 2010.

SUTHAR, S.; SINGH, S.; Vermicomposting of domestic waste by using two epigei earthworms (*Perionyx excavates* and *Perionys sansibarious*). **International Journal Environmental Technology**, New York, v. 5, n. 1, p. 99-106, jan. 2008.

TAVARES, L. S.; SCARAMUZZA, W. L. M. P.; WEBER, O. L. S.; VALADÃO, F. C. A.; MAAS, K. D. B. Lodo de curtimento e sua influência na produção de mudas de paricá (*Schizolobium amazonicum*) e nas propriedades químicas do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 357-368, jul./set. 2013.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, P. A. C.; ALMEIDA, T. L. Estudo da viabilidade do uso do lodo de curtume para a vermicompostagem: uso agrícola. In: SIMPÓSIO DE TECNOLOGIA EM MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 5., 2013, Jaú. **Anais eletrônicos...** Jaú: Faculdade de Tecnologia de Jahu (FATEC-JAHU), 2013. Disponível em: <http://www.rimaeditora.com.br/Anais5_Jahu.htm>. Acesso em: 3 nov. 2014.

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

TEIXEIRA, S. T.; DA-SILVA, L. M.; PEREZ, D. V.; WADT, P. G. S. Resíduos de curtume e o aproveitamento agrícola. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 11, n. 1, p. 138-143, jan./jul. 2011.

TEJADA, M.; BENÍFEZ, C. Organic amendment based on vermicompost and compost: differences on soil properties and maize yield. **Waste Management & Research**, Kuala Lumpur, v. 29, n. 11, p. 1185-1196, nov. 2011.

THEUNISSEN, J.; NDAKIDEMI, P. A.; LAUBSCHER, C. P. Potential of vermicompost produced from plant waste on the growth and nutrient status in vegetable production. **International Journal of the Physical Sciences**, Ota, v. 5, n. 13, p. 1964-1973, oct. 2010.

TIRITAN, C. S.; ARAÚJO, F. F.; MOREIRA, J. Efeito de lodo de curtume na fertilidade do solo, absorção de cromo, nutrição e rendimento de matéria seca em milho. **Ecossistema**, Espírito Santo do Pinhal, v. 31, n. 1, p. 53-59, jan./mar. 2006.

TOGNETTI, C.; MAZZARINO, M. J.; LAOS, F. Improving the quality of municipal organic waste compost. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 98, n.5, p. 1067–1076, mar. 2007.

TRIPATHI, G.; BHARDWAJ, P. Earthworm diversity and habitat preference in arid regions of Rajasthan, India. **Zoos Print Journal**, Tamil Nadu, v. 19, n. 7, p. 1515-1519, aug. 2004.

TSADILAS, C. D.; VAKALIS, P. S. Economic benefit from irrigation of cotton and corn with treated wastewater. **Water Science & Technology**, Texas, v. 3, n. 4, p. 223-229, jul. 2003.

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N. J.; MARA, D. D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Science & Technology**, London, v. 33, n. 10-11, p. 355-362, out./nov. 1996.

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

VIG, A. P.; SINGH, J.; WANI, S. H.; DHALIWAL, S. S. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 102, n. 17, p. 7941-7945, set. 2011.

VINODHINI, V.; DAS, N. Packed bed column studies on Cr (VI) removal from tannery wastewater by neem sawdust. **Desalination**, Swansea, v. 264, n. 1-2, p. 9-14, dez. 2010.

YADAV, A.; GARG, V. K. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia foetida*. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 102, n. 3, p. 2874-2880, feb. 2011.

ZUPANCIC, G. D.; JEMEC, A. Anaerobic digestion of tannery waste: semi-continuous and anaerobic sequencing batch reactor processes. **Bioresource Technology**, Trivandrum, v. 101, n. 1, p. 26-33, aug. 2009.