

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

CAROLINE SILVANO

Atributos químicos e microbiológicos de um Nitossolo sob aplicação de lodo de
indústria de gelatina

Maringá
2015

CAROLINE SILVANO

Atributos químicos e microbiológicos de um Nitossolo sob aplicação de lodo de indústria de gelatina

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Departamento de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Agronomia.

Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientador: Prof^o. Dr^o. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas

Coorientador: Prof^a. Dr^a. Kátia Regina Freitas Schwan Estrada

Maringá
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá, PR, Brasil)

S586a Silvano, Caroline
Atributos químicos e microbiológicos de um Nitossolo sob aplicação de lodo de indústria de gelatina / Caroline Silvano. -- Maringá, 2015. 65 f. : il. figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas.
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2015.

1. Águas residuárias. 2. Sódio. 3. Fertilidade do solo. 4. Lixiviação. 5. Biomassa microbiana. I. Freitas, Paulo Sérgio Lourenço de, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Agrárias. Departamento de Agronomia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

CDD 21.ed. 628.16

AHS-002781

FOLHA DE APROVAÇÃO

CAROLINE SILVANO

Atributos químicos e microbiológicos de um Nitossolo sob aplicação de lodo de indústria de gelatina

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia do Departamento de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Agronomia pela comissão julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Altair Bertonha
Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Antonio Saraiva Muniz
Universidade Estadual de Maringá

Prof^ª. Dr^ª. Kátia Regina Freitas Schwan Estrada
Universidade Estadual de Maringá

Prof^ª. Dr^ª. Simone Damasceno Gomes
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Aprovada em: 06 de fevereiro de 2015.

Local de defesa: Anfiteatro nº II do Bloco J-45 do Campus Universitário da Universidade Estadual de Maringá.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Ilda e Valdir

Ao meu irmão Clecio, sua esposa Carol e
minha sobrinha Desirrê

Ao meu namorado Davi

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus, principalmente pelo dom da vida.

À Universidade Estadual de Maringá e ao Programa de Pós-graduação em Agronomia pela oportunidade de realização deste curso.

Ao professor Dr^o. Paulo Sérgio Lourenço de Freitas, pela acolhida, ótima convivência, orientação, compreensão, e por compartilhar seus conhecimentos que muito contribuíram na minha formação crítica e na realização deste trabalho.

À professora Dr^a. Kátia Regina Freitas Schwan-Estrada, pela coorientação, incentivo e colaboração neste trabalho.

Aos professores, colegas e toda a equipe técnica do CTI, pelo convívio, pela ajuda na instalação e condução do experimento e auxílio na realização de algumas coletas.

Aos demais professores e colegas da Pós-graduação pelo convívio, troca de conhecimentos e pelas valiosas sugestões.

A minha amiga e companheira de trabalho, Anna Paola, que, além da amizade, ótima convivência, companheirismo, sugestões e constantes ajudas, também foi responsável pelas análises laboratoriais do lodo, água e material percolado, no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, do Departamento de Engenharia Civil, da Universidade Estadual de Maringá (DEC/UEM).

À estagiária de Iniciação Científica e companheira de trabalho Mayara, pela nossa amizade e convivência, pelas valiosas sugestões e sua colaboração na instalação e condução do experimento.

Ao Eng. Agrônomo Márcio, por sua ajuda durante a instalação dos experimentos.

À pesquisadora do IAPAR – Instituto Agrônomo do Paraná, Dr^a. Diva Souza Andrade, então Responsável Técnica do Laboratório de Microbiologia de Solos deste instituto, pela oportunidade de realização das análises laboratoriais dos atributos microbiológicos do solo em suas estruturas.

Aos demais integrantes do Laboratório de Microbiologia de Solos do IAPAR, pela acolhida e o ótimo convívio, além dos auxílios nas análises, especialmente à Maria, que também ofereceu sua amizade, companhia e valiosas sugestões.

À Érica e Reinaldo, funcionários da secretaria do Programa de Pós-graduação em Agronomia, pela ótima convivência, além de todos os esclarecimentos e auxílio prestados.

À CAPES - Coordenadoria de Aperfeiçoamento Pessoal de Ensino Superior, pela concessão da bolsa.

Enfim, a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

Atributos químicos e microbiológicos de um Nitossolo sob aplicação de lodo de indústria de gelatina

RESUMO GERAL

O lodo de indústria de gelatina (LIG) apresenta nutrientes em sua composição, possibilitando a sua utilização em áreas agrícolas como uma alternativa para disposição e reciclagem desse resíduo. Contudo, ainda são escassos os estudos sobre as alterações que a aplicação de LIG pode provocar nos atributos químicos e microbiológicos do solo, justificando a necessidade do conhecimento da dinâmica destes resíduos nos solos, no sentido de evitar possíveis prejuízos ao meio ambiente. No presente estudo foram avaliados os efeitos da aplicação de doses de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG sobre os atributos químicos do solo, sobre a qualidade da água percolada, sobre as plantas de milho (*Zea mays* L.) e sobre os atributos microbiológicos do solo. Para isso, foram conduzidos dois experimentos em casa de vegetação: um em colunas de solo, onde foram avaliados os atributos químicos do solo, a qualidade da água percolada e as plantas de milho, e outro em vasos, onde foram avaliados os atributos microbiológicos do solo. Em ambos os experimentos, os tratamentos consistiram de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina, equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹ de LIG, aplicadas uma única vez, superficialmente e sem incorporação, em solo Nitossolo Vermelho distroférrico, textura muito argilosa. O milho foi semeado nas unidades experimentais sete dias após a aplicação dos tratamentos. As coletas de plantas, percolado e solo foram realizadas 60 dias após a aplicação dos tratamentos. Com base nesses experimentos, concluiu-se que a aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG no solo, nas condições deste estudo, não ocasionou efeitos negativos aos atributos químicos do solo, à qualidade da água percolada e às plantas de milho. Com relação aos atributos microbiológicos do solo, a redução constatada no carbono da biomassa microbiana do solo nas doses superiores a 300 m³ ha⁻¹ de LIG, acompanhada do aumento do quociente metabólico na dose de 600 m³ ha⁻¹ de LIG, indicaram redução da eficiência metabólica da microbiota edáfica nessas condições, como consequência de um estresse microbiano.

Palavras-chave: Águas residuárias. Sódio. Fertilidade do solo. Lixiviação. Biomassa microbiana.

Chemical and microbiological attributes of a Nitosol under application of sludge from gelatin industry

ABSTRACT

The sludge from gelatin industry (LIG) has nutrients in its composition, allowing its use in agricultural areas as an alternative to disposal and recycling of this waste. However, few studies have examined the impacts of application of LIG can cause in soil chemical and microbiological attributes, justifying the need for knowledge of the dynamics of these residues to the soil, in order to avoid possible environment injury. The present study evaluated the effects of application rates up to $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of LIG on soil chemical attributes, water percolation quality, maize (*Zea mays* L.) plants and on soil microbiological attributes. For this, two experiments were conducted in a greenhouse: one in soil columns, where the chemical properties of the soil, the quality of drainage water and maize plants were evaluated, and another in pots, where the soil microbiological attributes were evaluated. In both experiments, the treatments consisted of increasing doses of sludge gelatin industry, equivalent to 0, 150, 300, 450 and $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ LIG, applied only once, superficially and without incorporation, into dystrophic Red Nitosol, very clayey texture. Maize was sown seven days after the application of the treatments. The collections of plants, soil and leachate were performed 60 days after treatment application. Based on these experiments, it was concluded that the application of up to $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ LIG in soil under the conditions of this study, did not lead to negative effects for soil, the quality of drainage water and maize plants. With respect to the soil microbiological attributes, the observed reduction in soil microbial biomass carbon in rates higher than $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of LIG, accompanied by an increase in the metabolic quotient in rate of $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ indicated reduced metabolic efficiency of soil microbiota in these conditions, as a consequence of microbial stress.

Keywords: Wastewater. Sodium. Soil Fertility. Leaching. Microbial biomass.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Caracterização química inicial do solo, nas diferentes profundidades amostradas. .	11
Tabela 2. Características físico-químicas da água de poço profundo utilizada no experimento.	12
Tabela 3. Características físico-químicas médias do lodo de indústria de gelatina (LIG) utilizado no experimento e quantidade de elementos aplicada de acordo com as doses de LIG.	14
Tabela 4. Percentual de sódio trocável (PST) nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo, em função das diferentes doses de aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG).	29

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Caracterização química inicial do solo, na camada de 0-10 cm.	49
Tabela 2. Características físico-químicas da água de poço utilizada no experimento.	50
Tabela 3. Características físico-químicas médias do lodo de indústria de gelatina (LIG) utilizado no experimento e quantidade de elementos aplicada de acordo com as doses de LIG.	51
Tabela 4. Atributos microbiológicos do solo em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG).	54
Tabela 5. Atributos químicos do solo em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG).	56
Tabela 6. Percentual de sódio trocável (PST) do solo em função das diferentes doses de aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG).	57
Tabela 7. Matriz de correlação simples entre o carbono da biomassa microbiana e os teores de K ⁺ e Na ⁺ do solo sob aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina	59

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1. Valores médios de pH CaCl₂ no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p<0,05). 17
- Figura 2. Valores médios de H + Al no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p<0,05). 18
- Figura 3. Teores médios de Ca²⁺ no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p<0,05). 20
- Figura 4. Teores médios de CTC no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p<0,05). 20
- Figura 5. Níveis médios de V no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p<0,05). 21
- Figura 6. Teores médios de COT no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-

	450) e 600 m ³ ha ⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste <i>t</i> (p<0,05).	21
Figura 7.	Teores médios de N-Total no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5 e 5-10 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m ³ ha ⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste <i>t</i> (p<0,05).	23
Figura 8.	Teores médios de P no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m ³ ha ⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste <i>t</i> (p<0,05).	24
Figura 9.	Teores médios de Mg no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m ³ ha ⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste <i>t</i> (p<0,05).	26
Figura 10.	Teores médios de K no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), (LIG-450) e 600 m ³ ha ⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste <i>t</i> (p<0,05).	27
Figura 11.	Teores médios de Na no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m ³ ha ⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste <i>t</i> (p<0,05).	28
Figura 12.	Os valores de pH (a) e Condutividade elétrica (CE) (b) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.....	30

Figura 13. Concentrações de N-Total (a) e P-total (b) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.	30
Figura 14. Concentrações de Ca^{2+} (a), Mg^{2+} (b), K (c) e Na^+ (d) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.	31
Figura 15. Demanda química de oxigênio (DQO) (a) e Demanda biológica de oxigênio (DBO) (b) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.	31
Figura 16. Produção de matéria seca (MS) da parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.	34
Figura 17. Teores de N-total (a), P (b), K (c), Ca^{+2} (d), Mg^{+2} (e) e Na^+ foliar (f) das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.....	36

CAPÍTULO 2

Figura 1. Produção de matéria seca das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina, no experimento em vasos.....	60
---	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
2 REFERÊNCIAS	4
CAPÍTULO 1	6
Aplicação de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo: atributos químicos do solo e qualidade da água percolada	6
RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	9
2 MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1 Colunas de solo e doses de Lodo de indústria de gelatina	11
2.2 Lodo de indústria de gelatina	13
2.3 Produção de matéria seca e nutrientes das plantas de milho	14
2.4 Qualidade da água percolada.....	14
2.5 Atributos químicos do solo	15
2.6 Análises Estatísticas dos dados	16
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	17
3.1 Atributos químicos do solo	17
3.2 Qualidade da água percolada.....	30
3.3 Efeitos nas plantas de milho.....	34
4 CONCLUSÕES.....	37
5 REFERÊNCIAS	38
CAPÍTULO 2	44
Aplicação de lodo de indústria de gelatina em Nitossolo: atributos microbiológicos do solo.....	44
RESUMO	45
ABSTRACT	46
1 INTRODUÇÃO	47
2 MATERIAL E MÉTODOS	49
2.1 Unidades experimentais e doses de Lodo de indústria de gelatina	49
2.2 Lodo de indústria de gelatina	51
2.3 Coleta de solo.....	51
2.4 Atributos Microbiológicos do solo.....	52

2.5	Atributos químicos do solo	52
2.6	Produção de matéria seca das plantas de milho	53
2.7	Análises Estatísticas	53
3.1	Atributos microbiológicos do solo	54
3.2	Atributos químicos do solo	56
3.3	Relação dos atributos microbiológicos com os atributos químicos do solo.....	58
3.4	Produção de matéria seca das plantas de milho	59
4	CONCLUSÕES.....	61
5	REFERÊNCIAS.....	62

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente existe uma crescente necessidade de se encontrar soluções para os problemas dos resíduos gerados pela atividade humana, no meio urbano e rural. O grande desafio é estabelecer formas sustentáveis de descarte e reaproveitamento, a fim de garantir a preservação do meio ambiente para as presentes e futuras gerações. Uma solução promissora tem sido a disposição dos resíduos orgânicos no solo, que possibilita o reaproveitamento de energia através da capacidade cicladora e transformadora do solo, e constitui, na maioria das vezes, um sistema sustentável e produtivo. No entanto, o uso de resíduos na agricultura deve ser baseado em critérios técnicos, no sentido de minimizar potenciais prejuízos ao meio ambiente.

Grandes quantidades de resíduos líquidos são gerados na fabricação de gelatina, utilizada para fins alimentícios, cosméticos, farmacêuticos e fotográficos. Nesse processo são utilizados peles e ossos de animais (principalmente bovino), matéria prima rica em proteína, justificando a presença de nutrientes na água residuária, o que possibilita sua aplicação em solos agrícolas como fonte de nutrientes para as plantas, principalmente de nitrogênio.

De acordo com Taniguchi (2010), uma indústria de gelatina pode produzir 14 toneladas de gelatina e cerca de 600 m³ de água residuária por dia, também chamada lodo de indústria de gelatina (LIG). Do ponto de vista econômico, a aplicação deste resíduo é viável apenas em áreas próximas de onde este é gerado, sendo, portanto, comum a disposição de altas doses deste resíduo no solo, em áreas subjacentes às indústrias. Faltam estudos que evidenciem quais as taxas seguras de aplicação e quais os reais danos que a aplicação de LIG pode ocasionar ao sistema solo-água-planta, para o estabelecimento de critérios técnicos de reutilização.

Estudos demonstraram que o LIG apresenta potencial de utilização como fonte de nitrogênio às plantas, melhorando a produtividade das plantas e sua aplicação, com critérios, não acarretaria em impactos negativos à fertilidade do solo (TANIGUCHI, 2010; GUIMARÃES et al., 2012). Contudo, ainda são escassas as informações sobre o efeito na fertilidade do solo e na qualidade da água subterrânea em solos muito argilosos. Além disso, o impacto da aplicação de LIG sobre os atributos microbiológicos do solo ainda é desconhecido.

A microbiota do solo é a principal responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo, exercendo influência tanto na transformação da matéria orgânica, quanto na estocagem do carbono e nutrientes minerais (JENKINSON; LADD; 1981; PAUL; CLARK, 1996; GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008; KASCHUK et al., 2010). Deste modo, o conhecimento da dinâmica da microbiota é de grande importância para estudos de manejo do solo, uma vez que influi na dinâmica dos nutrientes e na fertilidade do solo. Além disso, os atributos associados à atividade microbiana do solo são considerados indicadores rápidos e sensíveis de alterações ocorridas no solo, por responderem rapidamente às mudanças ambientais, geralmente antes dos atributos físicos e químicos do solo e da produtividade das culturas (SPARLING, 1997; BALOTA et al., 1998; FRANCHINI et al., 2007; HUNGRIA et al., 2009; KASCHUK et al., 2010).

A principal limitação de uso do LIG é a alta concentração de sódio, embora Taniguchi (2010) e Guimarães et al (2012) não tenham verificado comprometimento da qualidade do solo, do ponto de vista da fertilidade, nem prejuízo para o crescimento das plantas, mesmo sob a maior dose ($500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Contudo, estudos conduzidos com outras águas residuárias demonstraram que a aplicação contínua no solo de águas residuárias com altas concentrações de sódio deve ser feita de maneira criteriosa visto que pode haver, a longo prazo, salinização e/ou sodificação do solo (DUARTE et al. 2013; LEAL et al. 2009; SILVA et al., 2010).

Possíveis alterações na microbiota do solo podem ocorrer devido ao alto teor de sódio do LIG, pois excessos de sais podem afetar negativamente os microrganismos pela interferência direta nos processos de osmorregulação e por afetar as propriedades físicas do solo (RIETZ; HAYNES, 2003), causando estresse microbiano (RIETZ; HAYNES, 2003; YUAN et al., 2007; FINOCCHIARO; KREMER, 2010; SANTOS et al., 2011).

Outra característica do LIG que merece atenção é sua baixa relação C/N. Segundo Kuzyakov et al. (2000), resíduos de baixa relação C/N podem estimular a mineralização de COT nativo do solo e promover o chamado efeito *priming* no solo, que costuma ser mais acentuado em solos com altos teores iniciais de carbono (SORIANO-DISLA et al., 2010; TORRI et al., 2014). Efeito *priming* no solo já foi relatado por Taniguchi, (2010) ao aplicar lodo de indústria de gelatina, e em estudos com outros resíduos orgânicos como dejetos líquidos suínos (PLAZA et al., 2004), água residuária de origem doméstica (FONSECA, 2005), lodo de

curtume (MARTINES et al., 2006) e lodo de esgoto (GUEDES et al., 2006; SORIANO-DISLA et al., 2010).

Este estudo apresentou como objetivos avaliar o efeito da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em solo, sobre: (i) os atributos químicos do solo; (ii) a qualidade da água percolada; (iii) a resposta das plantas de milho e (iv) os atributos microbiológicos do solo. Para isso, foram conduzidos dois experimentos em casa de vegetação: um em colunas de solo (capítulo 1), onde foram avaliados os atributos químicos do solo, a qualidade da água percolada e as plantas de milho, e outro em vasos (capítulo 2), onde foram avaliados os atributos microbiológicos do solo.

A expectativa dessa pesquisa é apresentar informações sobre os efeitos da aplicação de lodo de indústria de gelatina sobre o solo e as plantas, e contribuir no planejamento e execução de estudos posteriores, mais detalhados, em condições de longo prazo e de campo. Além disso, espera-se que o presente trabalho possa subsidiar as recomendações de aplicação de lodo de indústria de gelatina, para os sistemas agrícolas, e desta forma, promover a sustentabilidade dos sistemas envolvidos, garantindo a qualidade do solo, da água e do meio ambiente.

2 REFERÊNCIAS

- BALOTA, E.L., COLOZZI-FILHO, A., ANDRADE, D.S., HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 641–649, 1998.
- DUARTE, A.S.; ROLIM, M.M; SILVA, E.F.F.; PEDROSA, E.M.R., ALBUQUERQUE, F.S. Alterações dos atributos físicos e químicos de um Neossolo após aplicação de doses de maniqueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 9, p. 938–946, 2013.
- FINOCCHIARO, R.G.; KREMER, R.J. Effect of municipal wastewater as a wetland water source on soil microbial activity. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, p. 1974-1985, 2010.
- FONSECA, A.F. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. Piracicaba, USP/ESALQ, 2005. 174 p. (Tese de Doutorado).
- FRANCHINI, J.C.; CRISPINO, C.C.; SOUZA, R.A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various soil management and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 92, p. 18-29, 2007.
- GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. E CAMARGO, F.A.O, eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. 654 p.
- GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGIANNI, F.; MATIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 267-280, 2006.
- GUIMARÃES, R.C.M; CRUZ, M.C.P; FERREIRA, M.E.; TANIGUCHI, C.A.K. Chemical properties of soils treated with biological sludge from gelatin industry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 653-660, 2012.
- HUNGRIA, M., FRANCHINI, J.C., BRANDÃO-JUNIOR, O., KASCHUK, G., SOUZA, R.A. Soil microbial activity and crop sustainability in a long-term experiment with three soil-tillage and two crop-rotation systems. **Applied Soil Ecology**, v. 42, p. 288–296, 2009.
- JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A. & LADD J.N. eds. **Soil biochemistry**. Marcel Dekker, 1981. p. 415-471.
- KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 1-13, 2010.

- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1485-1498, 2000.
- LEAL, R. M. P. ; HERPIN, U. ; FONSECA, A. F. ; FIRME, L. P. ; MONTES, C. R. ; MELFI, A. J. Sodicity and Salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with Sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 96, p. 307-316, 2009.
- MARTINES, A. M.; ANDRADE, C. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. California, Academic Press, 1996. 340p.
- PLAZA, C.; HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 1577-1585, 2004.
- RIETZ, D. N.; HAYNES, R. J. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 845-854, 2003.
- SANTOS, K.C.F.; SILVA, M.S.L.; SILVA, L.E.; MIRANDA, M.A.; FREIRE, M.B.G.S. Atividade biológica em solo salino sódico saturado por água sob cultivo de *Atriplex nummularia*. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, p. 619-627, 2011.
- SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P.R.; MOREIRA, D.A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 1094-1100, 2010.
- SORIANO-DISLA, J. M.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; GÓMEZ, I. Contribution of a sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. **Environmental Earth Sciences**, v. 61, p. 1613–1619, 2010.
- SPARLING, G.P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. (Eds.), **Biological Indicators of Soil Health**. CAB International, Wallingford, UK , 1997. p. 97–119
- TANIGUCHI, C.A.K. **Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina, atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho**. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2010. 109p. (Tese de Doutorado)
- TORRI, S. I. ; CORRÊA, R. S. ; RENELLA, G. Soil carbon sequestration resulting from biosolids application. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2014, p. 1-9, 2014.
- YUAN, B.C.; LI, Z.Z.; LIU, H.; GAO, M.; ZHANG, Y.Y. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. **Applied Soil Ecology**, v. 35, n. 2, p. 319-328, 2007.

CAPÍTULO 1

Aplicação de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo: atributos químicos do solo e qualidade da água percolada

Aplicação de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo: atributos químicos do solo e qualidade da água percolada

RESUMO

A aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) em solos agrícolas é uma alternativa para os problemas dos resíduos gerados, além de disponibilizar nutrientes para as plantas. Contudo, ainda são escassos os estudos sobre as alterações que a aplicação de LIG pode provocar nos atributos químicos do solo e no percolado. Diante desta problemática, o presente trabalho teve por objetivos avaliar os efeitos da aplicação de doses de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG em colunas de solo sobre os atributos químicos do solo, a qualidade da água percolada e sobre as plantas de milho (*Zea mays* L.). O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em colunas de tubos de PVC (0,20 m de diâmetro) preenchidas com cinco camadas de solo Nitossolo Vermelho distroférico, textura muito argilosa, perfazendo um total de 60 cm de profundidade de solo. Os tratamentos consistiram de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina, equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹ de LIG, aplicadas uma única vez, superficialmente e sem incorporação. O milho foi semeado nas colunas de solo, sete dias após a aplicação de LIG. A coleta das plantas e do percolado foi realizada sessenta dias após a aplicação dos tratamentos. O solo foi coletado em camadas, até 60 cm de profundidade, três dias após a coleta do percolado. A aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG no solo avaliado, nas condições deste estudo, não ocasionou efeitos negativos aos atributos químicos do solo, à qualidade da água percolada e às plantas de milho. Com relação ao Na⁺, elemento mais abundante no lodo, ocorreu aumento dos teores em todo o perfil de solo avaliado, sem causar sodicidade.

Palavras-chave: Águas residuárias. Sódio. Lixiviação. Fertilidade do solo. Poluição ambiental.

Sludge from gelatin industry in soil columns: soil chemical attributes and water percolation quality

ABSTRACT

The application of sludge gelatin industry (LIG) in agricultural soils is an alternative for the disposal and recycling of this waste, and provide nutrients for plants. However, few studies have examined the impacts of application of LIG can cause in soil chemical attributes and water quality. Faced with this problem, the present study aimed to evaluate the effects of application rates up to $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of LIG in columns of soil on soil chemical attributes, the water percolation quality and on maize (*Zea mays* L.) plants. The experiment was conducted in a greenhouse, in columns of PVC pipe (0,20 m diameter) filled with five soil layers of dystrophic Red Nitosol, very clayey texture, for a total soil depth of 60 cm. Treatments consisted of increasing rates of LIG, equivalent to 0, 150, 300, 450 and $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ of LIG, applied once, superficially and without incorporation. Maize was sown in soil columns, seven days after the application of LIG. The collection of plants and leachate was held sixty days after the treatments. The soil was collected in layers, up to 60 cm deep, three days after the collection of leachate. The application of up to $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ sludge gelatin industry in evaluated soil, under the conditions of this study, did not lead to negative effects for soil chemical attributes, the water percolation quality and maize plants. With respect to Na^+ , the most abundant element in sludge, increased levels occurred throughout the soil profile assessed, without causing sodicity.

Keywords: Wastewater. Sodium. Leaching. Soil Fertility. Environmental Pollution.

1 INTRODUÇÃO

A reutilização de águas residuárias em sistemas de produção agrícola configura-se como uma importante alternativa de descarte, considerando a capacidade cicladora e o poder depurador do solo (BERTONCINI, 2008; TEDESCO et al., 2008). O poder depurador do solo é muito maior que o poder depurador das águas, pois o solo funciona como filtro, além de promover a decomposição da matéria orgânica ainda presente em efluentes tratados (BERTONCINI, 2008). Para a agricultura, o reuso de efluentes fornece, além de água, alguns nutrientes para as plantas. Entretanto, para a correta disposição de águas residuárias no solo, além de conhecer os efeitos sobre as culturas, também é importante e necessário considerar a dinâmica destes resíduos nos solos, no sentido de evitar possíveis consequências no sistema solo-água-planta.

Na fabricação da gelatina, utilizada para fins alimentícios, cosméticos, farmacêuticos e fotográficos, são utilizados como matéria prima, peles e ossos de animais (bovinos e/ou suínos), ricos em proteína. Neste processo, são geradas grandes quantidades de água residuária, também chamada de lodo de indústria de gelatina (LIG), que, devido a sua composição química, apresentam potencialidade para aplicação em solos agrícolas como fonte de nutrientes para as plantas, principalmente de nitrogênio.

Uma indústria de gelatina pode produzir 14 toneladas de gelatina e cerca de 600 m³ de LIG por dia (TANIGUCHI, 2010). Do ponto de vista econômico, a aplicação deste resíduo é viável apenas em áreas próximas de onde este é gerado, que são geralmente pequenas áreas. Desta forma, é comum a disposição de altas doses deste resíduo no solo, nessas pequenas áreas subjacentes às indústrias. Outro problema é a aplicação sem critérios técnicos, pela falta de estudos que subsidiem a construção de legislação apropriada que regulamente o reúso.

Estudos anteriores demonstraram que o LIG apresenta potencial de utilização como fonte de nitrogênio às plantas, aumentando a produtividade das plantas e que sua aplicação com uso de critérios, não acarretaria em impactos negativos na fertilidade do solo (TANIGUCHI, 2010; GUIMARÃES et al., 2012). Taniguchi (2010) também observou que a aplicação de até 500 m³ ha⁻¹ de LIG, praticamente, não provocou lixiviação de N-NO₃⁻ e Na em solo argiloso, demonstrando a baixa capacidade de contaminação do lençol freático com esses elementos, nessas condições. Ainda, Guimarães et al. (2012) constataram que a aplicação de até 500 m³ ha⁻¹ de LIG aumentou o teor de bases no solo, sendo este aumento

mais pronunciado do que o observado na CTC efetiva, indicando que a maior parte dos cátions adicionados pelo lodo permaneceu em solução e pode ser perdida por lixiviação.

A principal limitação de uso do LIG é a alta concentração de sódio, embora Taniguchi (2010) e Guimarães et al. (2012) não tenham verificado comprometimento da qualidade do solo, do ponto de vista da fertilidade, nem prejuízo para o crescimento das plantas, mesmo sob a maior dose ($500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Contudo, estudos conduzidos com outras águas residuárias demonstraram que a aplicação contínua no solo de águas residuárias com altas concentrações de sódio deve ser feita de maneira criteriosa, visto que pode haver, a longo prazo, salinização e/ou sodificação do solo (LEAL et al., 2009b; SILVA et al., 2010a; DUARTE et al. 2013).

Outra característica do LIG é sua baixa relação C/N. Segundo Kuzyakov et al. (2000), resíduos de baixa relação C/N podem estimular a mineralização de carbono orgânico total (COT) nativo do solo e promover o chamado efeito *priming* no solo, que tende ser mais acentuado em solos com altos teores iniciais de carbono (SORIANO-DISLA et al., 2010; TORRI et al., 2014). Efeito *priming* no solo já foi relatado por Taniguchi (2010) ao aplicar lodo de indústria de gelatina, e em estudos com outros resíduos orgânicos como dejetos líquidos suíno (PLAZA et al., 2004), água residuária de origem doméstica (FONSECA, 2005), lodo de curtume (MARTINES et al., 2006) e lodo de esgoto (GUEDES et al., 2006; SORIANO-DISLA et al., 2010).

Em face ao exposto, o presente trabalho teve por objetivos avaliar os efeitos da aplicação de doses crescentes até $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo de indústria de gelatina (LIG), em colunas de solo, sobre os atributos químicos em cinco camadas do solo até 60 cm de profundidade, sobre a qualidade da água percolada e sobre as plantas de milho (*Zea mays* L.).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Colunas de solo e doses de Lodo de indústria de gelatina

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Centro Técnico de Irrigação (CTI) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), localizado no município de Maringá, PR (23°23'57'' S, 51°57'05'' O, altitude de 542 m) de setembro a novembro de 2012.

O solo utilizado, proveniente de uma área do CTI/UEM sem histórico de aplicação de resíduos orgânicos, é classificado como Nitossolo Vermelho distroférico, com textura muito argilosa na camada de 0-20 cm (230 g kg⁻¹ de areia, 60 g kg⁻¹ de silte e 710 g kg⁻¹ de argila, segundo SALVESTRO et al., 2012). Esse solo foi coletado em camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, e posteriormente foi seco, destorroado, peneirado (malha de 4 mm) e homogeneizado. As análises químicas iniciais das camadas de solo (Tabela 1), com exceção do nitrogênio, foram realizadas pelo Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Agronomia/UEM, segundo métodos propostos por Embrapa (1997). O nitrogênio total foi analisado pelo Laboratório de Química e Mineralogia do Solo, de acordo com a metodologia descrita em Mendonça e Matos (2005).

Tabela 1. Caracterização química inicial do solo, nas diferentes profundidades amostradas.

Profundidade	pH (CaCl ₂)	Al ³⁺	H ⁺ Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	CTC	V	P	N	C
(cm)		cmol _c dm ⁻³						%	mg dm ⁻³	g kg ⁻¹	g dm ⁻³	
0-5	5,8	0,0	3,69	6,00	2,68	1,03	0,00	13,4	72,5	9,0	2,62	30,99
5-10	5,5	0,0	4,62	5,87	2,18	0,85	0,00	13,5	65,8	2,1	1,82	18,98
10-20	5,2	0,0	4,97	5,43	1,93	0,56	0,01	12,9	61,5	2,7	1,66	17,82
20-40	5,4	0,0	4,62	3,44	1,00	0,50	0,00	9,6	51,7	2,0	1,83	15,11
40-60	5,6	0,0	3,69	5,42	1,24	0,13	0,00	10,5	64,8	1,4	1,38	6,20

As colunas de solo foram confeccionadas com tubos de PVC (0,20 m de diâmetro, 0,70 m de altura), constituindo as unidades experimentais. Na base dessas colunas foram adaptadas telas de “nylon” (malha de 1 mm), sob uma camada de lâmina de material filtrante (Bidim), para evitar extravasamento de material sólido. Para minimizar o fluxo preferencial

do efluente líquido nas colunas, foi aplicada cola de PVC e areia lavada na superfície interna. Após 24 horas as colunas foram então preenchidas com as cinco camadas de solo (0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm), que foram depositadas de forma gradual, restabelecendo-se por compactação a densidade aparente natural das amostras. Posteriormente, foi adicionado 5,0 L de água em cada coluna para homogeneização o solo. Uma amostra dessa água foi enviada para análise físico-química (Tabela 2) no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, do Departamento de Engenharia Civil, da UEM (DEC/UEM), segundo métodos propostos por APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco et al. (1995).

Tabela 2. Características físico-químicas da água de poço profundo utilizada no experimento.

Características	
pH	7,67
CE (dS m ⁻¹)	1,22
N-total (mg L ⁻¹)	56,0
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	n.d.
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	13,64
P (mg L ⁻¹)	0,16
K (mg L ⁻¹)	0,3
Ca (mg L ⁻¹)	12,28
Mg (mg L ⁻¹)	1,58
Na (mg L ⁻¹)	16,4

n.d.: Não detectado

Quarenta dias após a instalação das colunas de solo, foram aplicados os tratamentos, constituídos por doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG), equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com três repetições.

O LIG foi aplicado manualmente na superfície das colunas de solo, sem incorporação, e as doses foram calculadas baseadas na área superficial de um hectare de solo. Para garantir o mesmo volume de líquidos em todas as unidades experimentais (600 m³ ha⁻¹), também foi adicionada água de poço (Tabela 2) em quantidade suficiente para completar o volume de líquidos em cada coluna de solo, quando necessário. Para facilitar a infiltração do resíduo e da água no solo, a aplicação do LIG e da água (água para completar o volume de líquidos) foi efetuada de forma gradual e uniforme, em que o volume básico foi 150 m³ ha⁻¹, de forma que a maior dose (600 m³ ha⁻¹) foi equivalente a quatro aplicações de LIG, divididas em quatro dias seguidos (dias 26, 27, 28 e 29/09/2012). Ocorreu percolação durante esses

quatro dias de aplicação de LIG, e o material percolado foi devolvido à superfície do solo das colunas.

Sete dias após a aplicação de LIG (06/10/2012), quatro sementes de milho (*Zea mays* L.) híbrido AG1051 – Agrocerec para ensilagem foram semeadas nas unidades experimentais. No dia 23/10/2012 foi feito o desbaste das plantas, permanecendo apenas uma planta de milho por coluna.

A umidade do solo durante o período entre a aplicação dos tratamentos e o final do experimento foi mantida por meio de irrigação manual periódica. A quantidade de água a ser repostada foi medida pesando-se uma coluna de solo controle, diariamente. O peso definido como padrão para o cálculo da quantidade de água foi determinado pesando-se a coluna de solo controle três dias após o término das aplicações de LIG. Não houve percolação durante as irrigações.

2.2 Lodo de indústria de gelatina

O LIG utilizado foi coletado na saída do sistema de tratamento de efluente de uma indústria de gelatina. Em cada dia de aplicação dos tratamentos, foram coletadas amostras deste LIG e encaminhadas para o Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, DEC/UEM, para caracterização físico-química por meio das metodologias descritas em APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco et al. (1995), estando as características físico-químicas médias obtidas (média dos quatro dias de aplicação) dispostas na Tabela 3.

Tabela 3. Características físico-químicas médias do lodo de indústria de gelatina (LIG) utilizado no experimento e quantidade de elementos aplicada de acordo com as doses de LIG.

Características do LIG		Quantidade de elementos (kg ha ⁻¹) aplicada de acordo com as doses (m ³ ha ⁻¹) de LIG				
		0	150	300	450	600
pH	7,46	-	-	-	-	-
CE (dS m ⁻¹)	4,11	-	-	-	-	-
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	4040,0	-	606,0	1212,0	1818,0	2424,0
Sólidos Totais Voláteis (mg L ⁻¹)	1564,0	-	234,6	469,2	703,8	938,4
N-total (mg L ⁻¹)	532,9	-	79,9	159,9	239,8	319,7
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	0,72	-	0,11	0,22	0,32	0,43
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	20,25	-	3,04	6,08	9,11	12,15
P (mg L ⁻¹)	7,12	-	1,07	2,14	3,20	4,27
K (mg L ⁻¹)	18,80	-	2,82	5,64	8,46	11,28
Ca (mg L ⁻¹)	33,62	-	5,04	10,09	15,13	20,17
Mg (mg L ⁻¹)	7,97	-	1,20	2,39	3,59	4,78
Na (mg L ⁻¹)	578,29	-	86,74	173,49	260,23	346,97
DQO (mg L ⁻¹)	3056,0	-	458,40	916,80	1375,20	1833,60
DBO (mg L ⁻¹)	1575,0	-	236,25	472,50	708,75	945,00

2.3 Produção de matéria seca e nutrientes das plantas de milho

A coleta da parte aérea das plantas de milho foi realizada no dia 29/11/2012, 50 dias após a emergência das plantas e 60 dias após a aplicação das doses de LIG, cortando-se as plantas de milho rente ao solo. Após a análise da matéria seca, foram selecionadas quatro folhas por planta (7^a a 10^a folha com aurícula visível, pelo fato de o milho estar no estágio V10 na ocasião da colheita, além de estar pouco desenvolvido) e enviadas ao Laboratório de Química e Mineralogia do Solo/UEM para a análise química e determinação da concentração de N, P, K, Ca, Mg e Na, conforme métodos descritos em Malavolta et al. (1997). O material vegetal restante foi colocado em estufa com circulação forçada de ar em temperatura de 65°C, até peso constante, para a obtenção da matéria seca.

2.4 Qualidade da água percolada

A coleta do percolado foi realizada logo após a colheita das plantas (no dia 29/11/2012, 60 dias após a aplicação de LIG). Para causar a percolação, foi aplicado um volume de 4 litros de água de poço (Tabela 2) em cada coluna. Em cada ponto de coleta, correspondente a uma unidade experimental, foi alocado um recipiente plástico com capacidade de 2 litros para receber o material percolado.

Após a estabilização da percolação, homogeneizou-se o volume percolado. As amostras coletadas foram transferidas para frascos plásticos de 2 L, os quais foram encaminhadas para o Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, do Departamento de Engenharia Civil, da Universidade Estadual de Maringá (DEC/UEM), para caracterização. No laboratório, as amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento de análise.

Para avaliar a qualidade da água percolada, foram determinados: pH, condutividade elétrica; N-total, P-total, K, Ca, Mg, Na, DBO e DQO. A determinação do valor de pH e da condutividade elétrica foi feita por meio de leitura direta nas amostras, e os demais atributos por meio das metodologias descritas em APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco et al. (1995).

2.5 Atributos químicos do solo

A coleta do solo foi efetuada três dias após a colheita das plantas e percolado (no dia 02/12/2012, 63 dias após a aplicação das doses de LIG). Foram retiradas amostras das cinco camadas de solo nas colunas: 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm.

As amostras de solo foram enviadas ao Laboratório de Análise de Fertilidade do Solo da Universidade Estadual de Maringá (UEM) – Maringá – PR. Nas cinco camadas de solo, foram avaliados: pH em CaCl_2 , Al^{3+} , acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$), Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , CTC, saturação por bases (V), fósforo (P) e carbono orgânico total (COT), de acordo com as metodologias descritas por Embrapa (1997). Também foi calculado o percentual de sódio trocável (PST) nas camadas de solo, de acordo com Embrapa (1997). Uma parte dessas amostras de solo, das camadas de 0-5 e 5-10 cm, também foi enviada ao Laboratório de Química e Mineralogia do Solo, para determinação do N-total do solo, de acordo com a metodologia descrita em Mendonça e Matos (2005).

2.6 Análises Estatísticas dos dados

Os resultados referentes à produção de matéria seca e nutrientes da parte aérea das plantas de milho, análises do percolado e atributos químicos médios do solo (média das profundidades) foram submetidos à análise de variância e de regressão polinomial ($p < 0,5$).

Também foi realizada análise de variância, seguida do teste t ($p < 0,5$) para comparação das médias dos atributos químicos do solo em cada uma das profundidades amostradas.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Atributos químicos do solo

No solo, a aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG) não teve efeito no pH em CaCl_2 (Figura 1a) nem na acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$, Figura 2a), e em todas as camadas do solo amostradas (Figuras 1b e 2b).

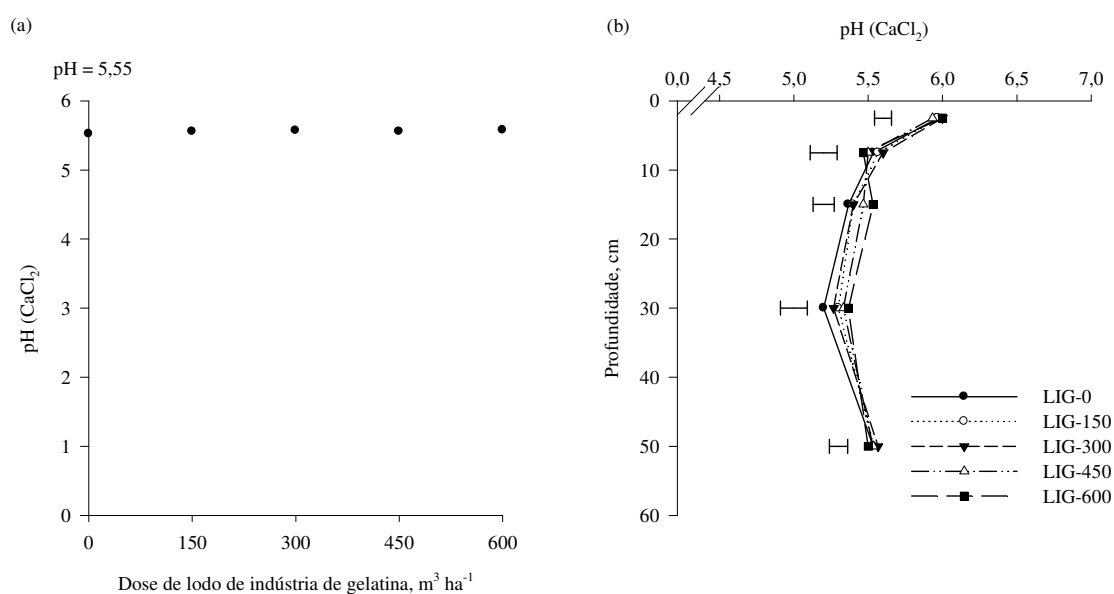


Figura 1. Valores médios de pH CaCl_2 no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste t ($p < 0,05$).

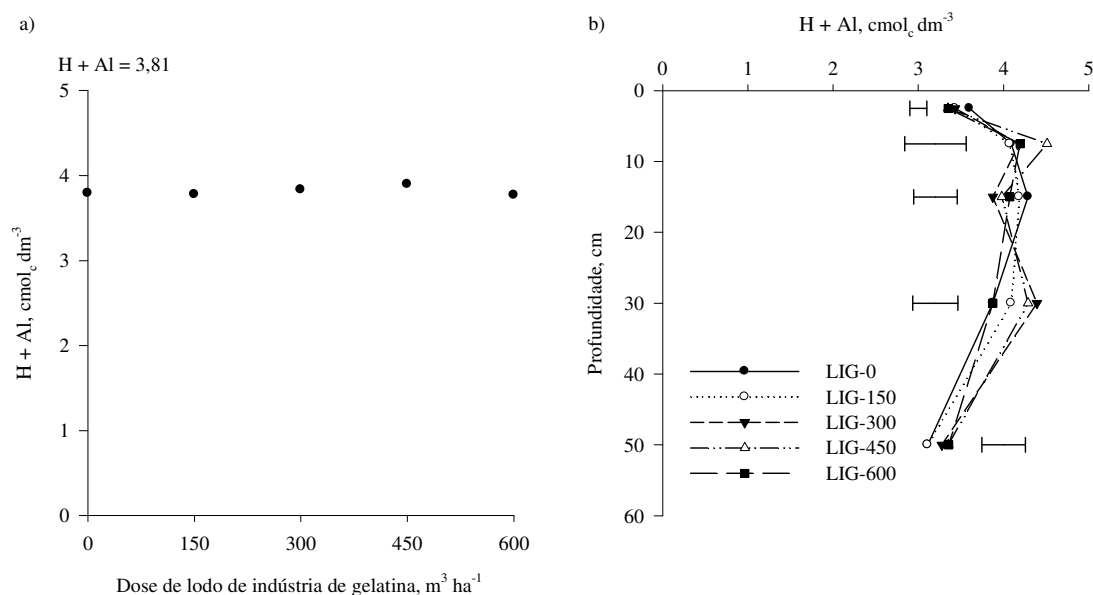


Figura 2. Valores médios de H + Al no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* ($p < 0,05$).

Guimarães et al. (2012), estudando o efeito da aplicação de lodo biológico de indústria de gelatina em atributos químicos de dois Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA-arenoso e PVA-textura média) e de um Latossolo Vermelho (LV-argiloso), verificaram que a aplicação do lodo aumentou o pH do solo significativamente. No experimento de Guimarães et al. (2012), as unidades experimentais eram recipientes plásticos de 0,5 L contendo 0,4 dm³ de cada solo (amostras da camada superficial, 0-20 cm) tratadas com doses de 0, 100, 200, 300, 400, e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico de indústria de gelatina (cálculo das doses baseado na camada de 0 – 20 cm de um hectare de solo), e incubadas por 120 dias em laboratório. Os autores justificaram o aumento do pH do solo pelo alto pH do lodo (8,4), explicado pelo processo de produção da gelatina, em que a matéria-prima (raspas e aparas de couro bovino) é tratada com hidróxido de sódio e cal para extração do colágeno. Além disso, materiais orgânicos contêm grupos fenólicos, carboxílicos e enólicos, que podem consumir prótons devido à associação do H⁺ do solo com esses ânions, provocando elevação do pH do solo (NARAMABUYE; HAYNES, 2007).

No presente estudo, a falta de efeito para o pH deve-se ao menor pH do LIG aplicado (7,46) e à provável ausência dos compostos consumidores de prótons em quantidade suficiente para provocar impacto significativo na acidez do solo. Esse resultado concorda com

Taniguchi (2010), que também não observou efeito da aplicação de LIG no pH do solo, e com outros trabalhos com aplicação de dejetos líquidos suíno (CERETTA et al., 2003; SCHERER et al., 2007, 2010; SMANHOTTO, 2008; CABRAL et al., 2011, 2014; CASSOL et al., 2011, 2012).

Não foram observados teores detectáveis de alumínio trocável (Al^{3+}) em todos os tratamentos testados, tornando-se desnecessária a análise estatística desse elemento (dados não revelados).

Também não foram encontrados efeitos significativos da aplicação de doses crescentes de LIG sobre os valores médios de Ca^{2+} (Figura 3a), CTC (Figura 4a), saturação por bases (V) (Figura 5a) e carbono orgânico total (COT) (Figura 6a), e nas profundidades amostradas (Figuras 3b, 4b, 5b e 6b). Na média das camadas, foi observado valores médios de 5,91 e 11,96 $cmol_c\ dm^{-3}$ de Ca^{2+} (Figura 3a) e CTC (Figura 4a), respectivamente; 67,91 % de V (Figura 5a) e 16,35 $g\ dm^{-3}$ de COT (Figura 6a). Os resultados de Ca^{2+} e CTC discordam dos observados por Guimarães et al., (2012), que encontraram efeito significativo nestes atributos, diante da aplicação crescente de LIG. O solo com textura argilosa utilizado por Guimarães et al., (2012) apresentava baixa concentração de Ca^{2+} (1,4 $cmol_c\ dm^{-3}$, na camada de 0-20 cm), de acordo com Serrat et al. (2006), aliado a altos teores do elemento na composição do LIG aplicado ($> 1000\ mg\ L^{-1}$), permitindo aumentos nos teores de Ca^{2+} do solo, sobretudo nas maiores doses. No presente estudo, o LIG aplicado apresentava muito pouco Ca^{2+} (33,62 $mg\ L^{-1}$) comparado ao LIG de Guimarães et al., (2012), e mesmo nas maiores doses (600 $m^3\ ha^{-1}$), não foi suficiente para provocar alterações significativas nos teores de Ca^{2+} do solo. Com relação à CTC, Guimarães et al., (2012) associaram o aumento desse atributo com o decréscimo na acidez potencial (em solos com baixa/ausência de acidez trocável), o que não ocorreu no presente estudo, em que não foram observadas diferenças significativas na acidez potencial (Figura 2).

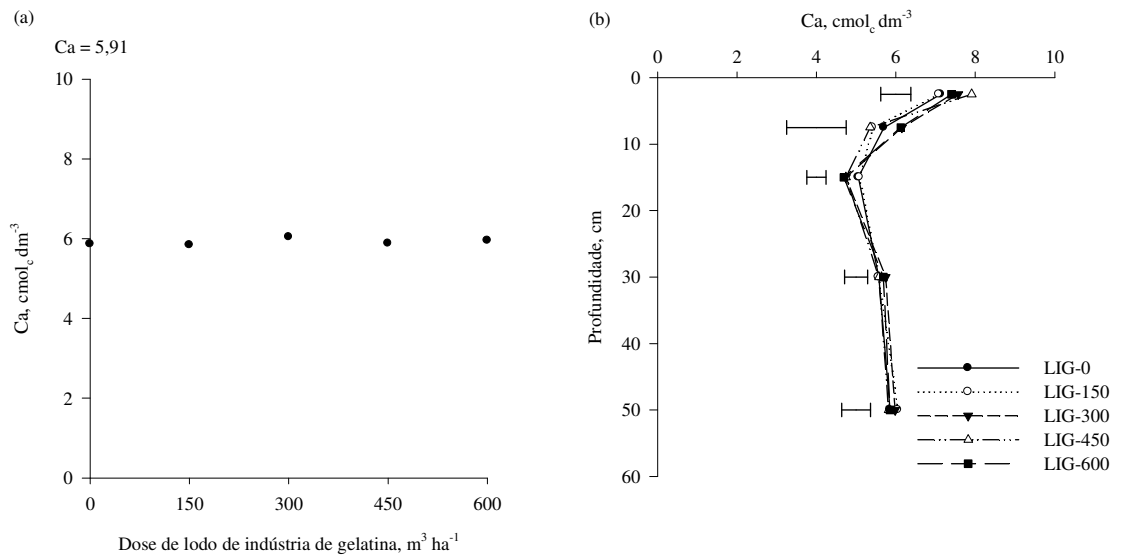


Figura 3. Teores médios de Ca²⁺ no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* ($p < 0,05$).

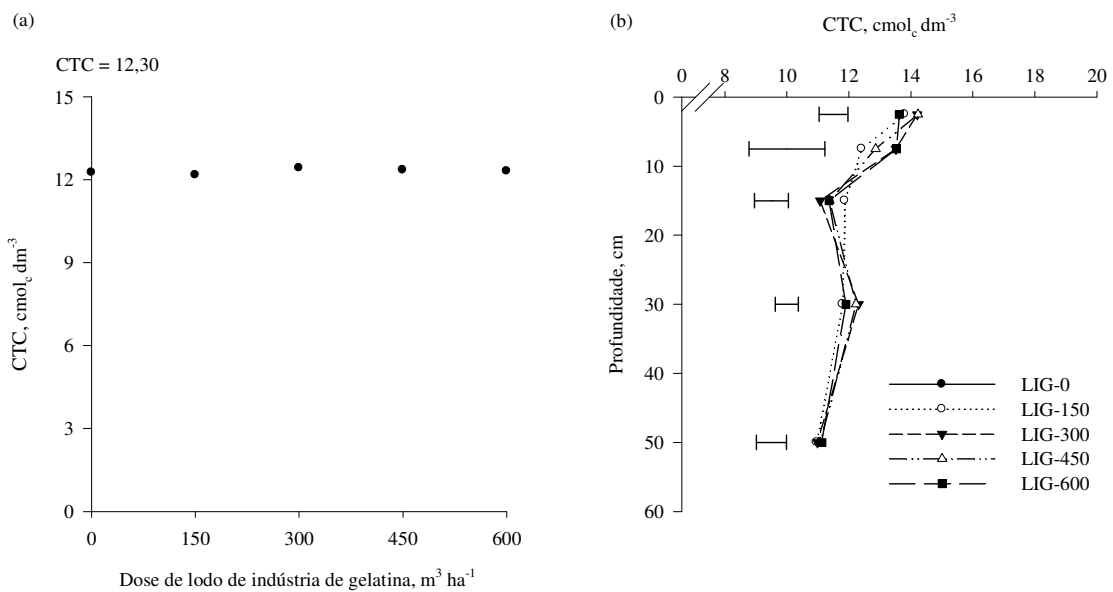


Figura 4. Teores médios de CTC no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* ($p < 0,05$).

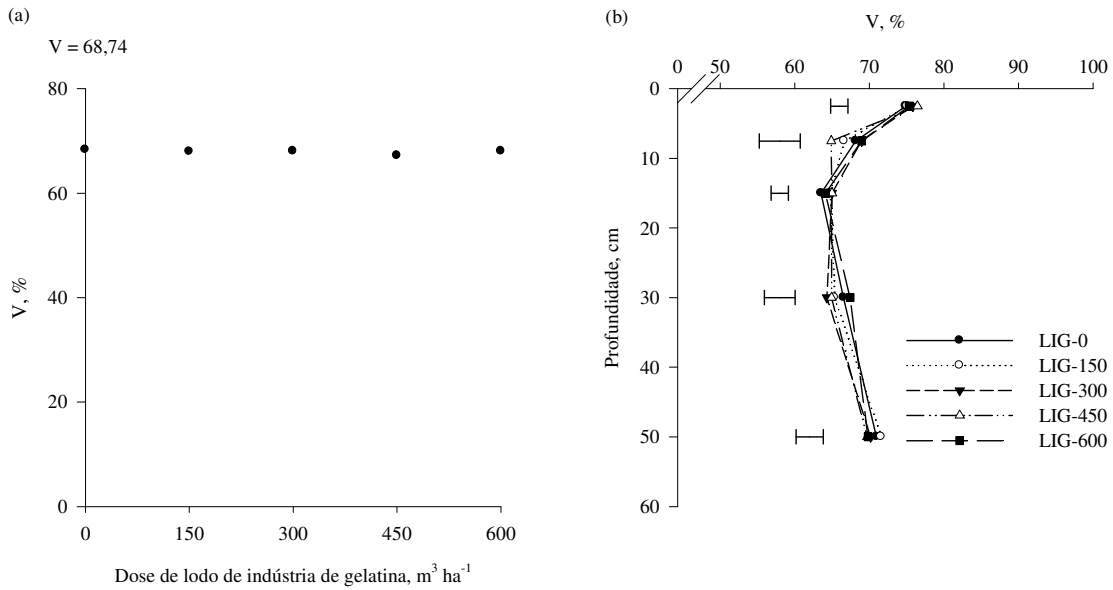


Figura 5. Níveis médios de V no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* ($p < 0,05$).

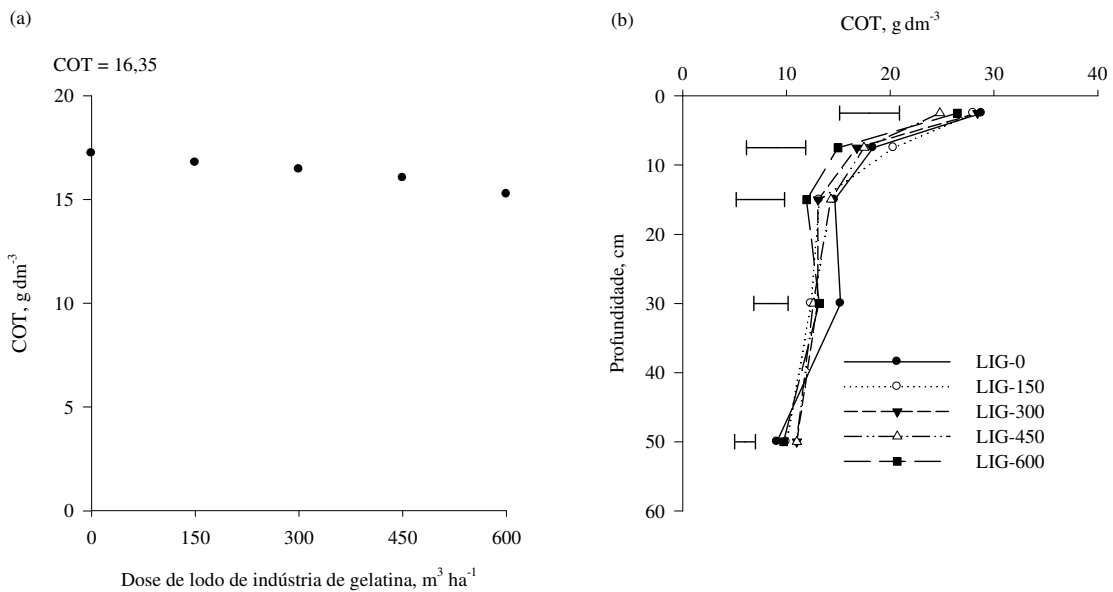


Figura 6. Teores médios de COT no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* ($p < 0,05$).

Já a ausência de variação do COT, 60 dias após a aplicação dos tratamentos, pode ser explicada pelo baixo conteúdo de carbono orgânico no LIG¹, além da rápida mineralização do material orgânico adicionado via água residuária. Taniguchi (2010) avaliou a mineralização do carbono orgânico do lodo biológico de indústria de gelatina, e concluiu que este elemento foi rapidamente mineralizado no solo, com tempo médio de meia-vida de 7,8 dias. Resultados semelhantes, com ausência de efeitos sobre o COT, também foram observados em trabalhos com aplicação de LIG (GUIMARÃES et al., 2012) e outras águas residuárias tais como dejetos líquido suíno (SCHERER et al., 2007; CABRAL et al., 2011, 2014; COUTO et al., 2013; TREVISAN et al., 2013), água residuária de origem doméstica (FONSECA et al., 2007; LEAL et al., 2010) e percolado de resíduos sólidos urbanos (SILVA et al., 2011).

Embora não tenham ocorrido respostas significativas da aplicação de LIG sobre o COT, observa-se uma tendência de redução, que chega a alcançar 11,4 % na dose de 600 m³ ha⁻¹, quando comparada ao tratamento sem aplicação de LIG (0 m³ ha⁻¹) (Figura 6a). Portanto, esses resultados alertam para a possibilidade de ocorrer efeito *priming* em solo submetido a altas doses de LIG, fenômeno que pode advir da aplicação de resíduos orgânicos de baixa relação C/N que estimulam a mineralização de COT nativo do solo (KUZYAKOV et al., 2000), sobretudo em solos com altos teores iniciais de carbono (SORIANO-DISLA et al., 2010; TORRI et al., 2014), como o utilizado no presente estudo. Ainda, o efeito *priming* no solo já foi relatado por Taniguchi (2010) ao aplicar lodo de indústria de gelatina, e em estudos com outros resíduos orgânicos como dejetos líquido suíno (PLAZA et al., 2004), água residuária de origem doméstica (FONSECA, 2005), lodo de curtume (MARTINES et al., 2006) e lodo de esgoto (GUEDES et al., 2006; SORIANO-DISLA et al., 2010).

Não foram observadas diferenças significativas nos teores de N-total do solo, em função das doses crescentes do resíduo (Figura 7). O LIG apresentou alta concentração de N-total (532,9 mg L⁻¹, Tabela 3), basicamente na forma orgânica (Tabela 3), e não foram observados aumentos nos teores de N-total nas plantas (Figura 17a) e no percolado (Figura 13a). Dessa forma, essa ausência de resposta do N-Total na camada superficial do solo², 60 dias após a aplicação dos tratamentos, pode ser atribuída aos processos de perdas de nitrogênio por volatilização. De acordo com Paul e Clark (1996), as perdas globais de N no solo por volatilização representam 63 % do total de perdas. Além disso, o nitrogênio orgânico

¹ A análise de C-orgânico no LIG não foi realizada no presente estudo. Taniguchi (2010) e Guimarães et al. (2012) encontraram relações C/N médias de 2,15 e 1,9, respectivamente, no LIG.

² O N-total foi avaliado apenas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm.

do LIG é rapidamente mineralizado no solo, com tempo médio de meia-vida de 8,1 dias (TANIGUCHI, 2010), ficando rapidamente susceptível a esses processos de perda. Ainda, a aplicação do LIG em superfície, sem incorporação, também pode ter acelerado os processos de perda de N-total por volatilização. Em um trabalho realizado por Martinez et al. (2010) com aplicação em superfície de lodo de curtume em solo agrícola, a quantidade de N-NH₃ volatilizada foi mais intensa durante os primeiros 30 dias, em que o tempo médio para atingir a metade do máximo de volatilização de N-NH₃ foi de 11 dias. Segundo os autores, a perda total de amônia em todo o período correspondeu em média a 17,5 % do total do N aplicado e 35% do N-NH₄⁺ presente no lodo.

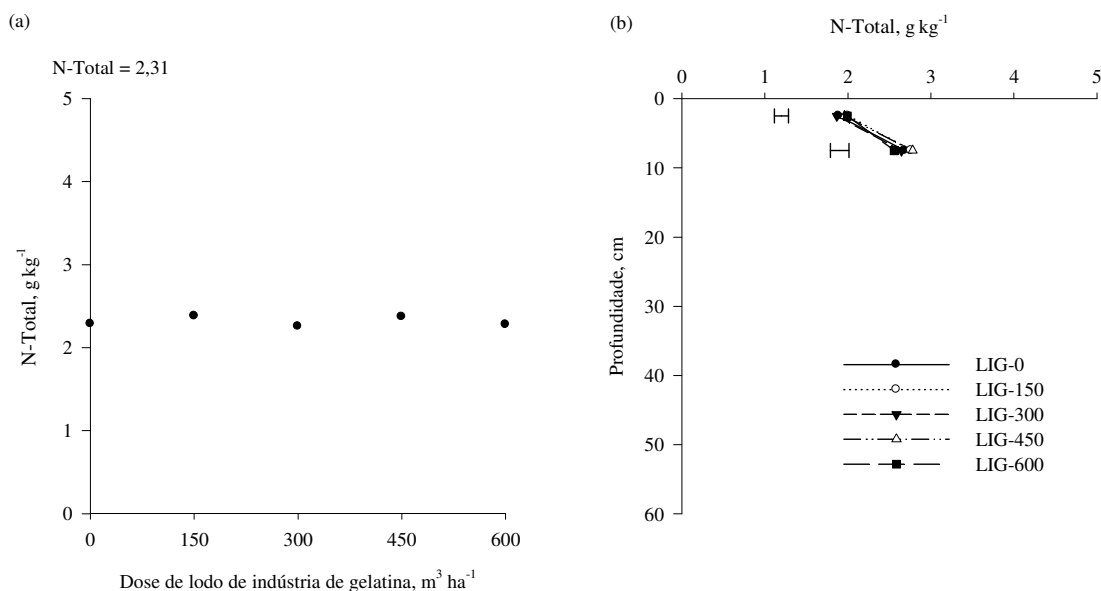


Figura 7. Teores médios de N-Total no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5 e 5-10 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p<0,05).

Guimarães et al. (2012) encontraram aumentos nos teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, com aplicação crescente de LIG. No entanto, o experimento desses autores foi realizado em condições de laboratório, em que o solo acrescido de LIG foi homogeneizado e incubado em recipientes de plástico com capacidade para 125 mL, onde provavelmente ocorreram menores perdas de N por volatilização. Já Leal et al. (2010) e Prior et al. (2013) não observaram respostas no N-total do solo, ao aplicarem água residuária de origem doméstica e dejetos líquido suíno, respectivamente. Após 48 meses de sucessivas aplicações de dejetos líquido

suíno sobre pastagem natural, Ceretta et al. (2003) observaram aumentos no teor de N-total apenas na camada mais superficial do solo (0 – 2,5 cm), embora os autores tenham considerado a possibilidade de efeito da amostragem do solo, já que resíduos vegetais ou do esterco misturam-se com o solo nesta camada até 2,5 cm, dificultando sua separação. Nas demais camadas, esses autores também não encontraram efeitos da aplicação de dejetos líquidos suíno sobre o N-total do solo.

A análise de regressão detectou efeito significativo da concentração média de fósforo em função da aplicação de doses crescentes de LIG no solo (Figura 8a). Observa-se que houve um incremento de 51,29 % quando se comparou o teor de P do solo no tratamento testemunha (2,32 mg dm⁻³), sem aplicação de LIG, com o teor de P do solo que recebeu 600 m³ ha⁻¹ (3,51 mg dm⁻³). Entretanto, apesar do aumento de tal nutriente no solo ter sido significativo, isto não foi suficiente para elevar os teores de fósforo aos níveis considerados adequados por CQFS-RS/SC (2004) (> 6,0 mg dm⁻³), pelo fato do LIG apresentar uma baixa concentração de P-total (7,12 mg L⁻¹).

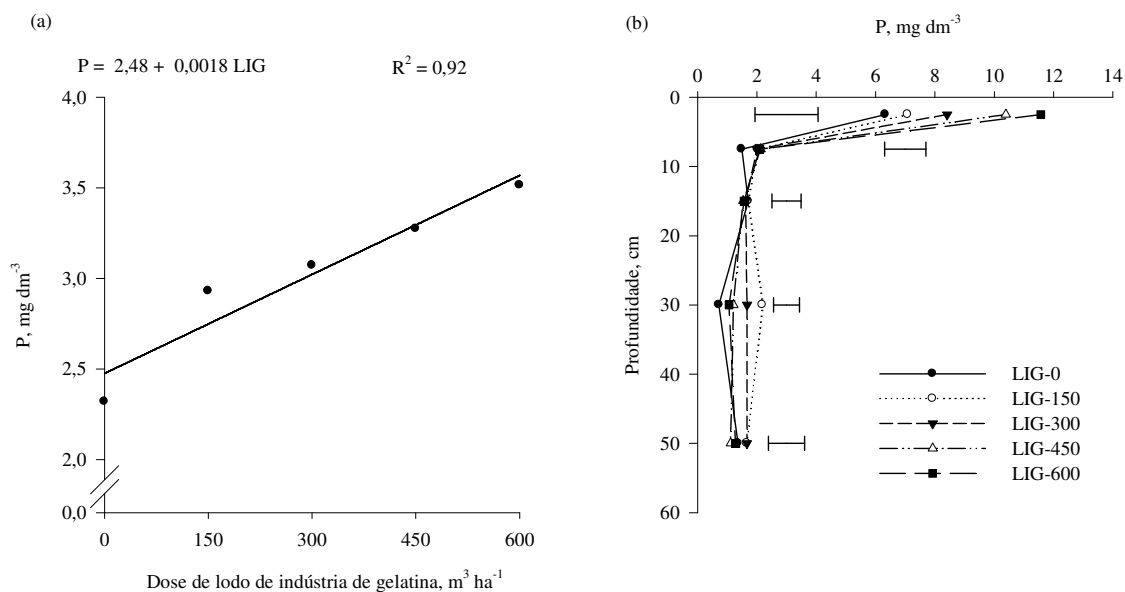


Figura 8. Teores médios de P no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* (p < 0,05).

Com relação aos teores de P em profundidade, observou-se que os efeitos da aplicação de LIG ficaram restritas basicamente à camada mais superficial do solo, pois não houve significativa migração do nutriente para camadas inferiores do perfil (Figura 8b). Justifica-se a não movimentação do P ao longo do perfil do solo pelo fato de o Nitossolo de textura argilosa (710 g kg⁻¹ de argila) utilizado no presente estudo ser intemperizado, com predominância de argila dos tipos caulinita, gibbsita, goethita e hematita (COSTA et al., 1999), que, por apresentar elevado grau de adsorção específica do P, dificulta a mobilização desse nutriente no perfil do solo (NOVAIS; SMYTH, 1999). Este resultado é importante do ponto de vista ambiental, pois indica baixo risco de contaminação das águas subterrâneas por P, elemento diretamente envolvido (e limitante) no processo de eutrofização (CORRELL, 1998; DANIEL et al., 1998).

Incrementos de P no solo tem sido observados em estudos com aplicação de LIG (GUIMARÃES et al., 2012), água residuária de origem doméstica (MEDEIROS et al., 2005; HERPIN et al., 2007), percolado de resíduo sólido urbano (SILVA et al., 2011), manípueira (MÉLO et al., 2005; INOUE et al., 2010; DUARTE et al., 2013) dejetos líquidos suíno (CERETTA et al., 2003; SCHERER et al., 2007, 2010; PRIOR et al., 2009, 2013; CABRAL et al., 2011; CASSOL et al., 2011, 2012; MAGGI et al., 2013; SOUZA et al., 2013) e bovino (ERTHAL et al. 2010; SILVA et al., 2010b). Contudo, na grande maioria dos trabalhos, este efeito é registrado basicamente na camada superficial do solo (MEDEIROS et al., 2005; HERPIN et al., 2007; SCHERER et al., 2007; SILVA et al., 2010b; CABRAL et al., 2011; SOUZA et al., 2013), como ocorreu no presente estudo.

Mudanças nos teores de P, em profundidade, têm sido associadas ao uso de águas residuárias por longos períodos ou em doses elevadas (CERETTA et al., 2003; SCHERER et al., 2010), indicando a importância do montante de P adicionado na movimentação deste elemento no perfil do solo. Logo, a baixa quantidade de P no LIG (aplicado uma única vez no solo), a característica do solo (alta capacidade de fixação), a forma de aplicação (aplicação em superfície) e as doses utilizadas, explicam a baixa migração desse nutriente no solo utilizado neste estudo.

A aplicação de doses crescentes de LIG reduziu significativamente as concentrações médias de Mg²⁺ e K⁺ no solo, conforme apontado pela análise de regressão (Figuras 9a e 10a, respectivamente). É provável que esses resultados tenham ocorrido devido ao aumento da concentração de Na⁺ (Figura 11a), que pode ter provocado a dessorção destes cátions do

complexo de troca do solo, como foi observado por Pereira et al., (2011), em seu trabalho com aplicação de efluente doméstico. A tendência de aumento nos teores de Mg^{2+} foliares observado no presente trabalho (Figura 17e) reforçam essa hipótese. Observa-se ainda que a redução nos teores de K^+ e Mg^{2+} , com o aumento das doses, ficou restrita à camada mais superficial do solo (Figuras 9b e 10b, respectivamente), onde houve maior concentração de Na^+ (Figura 11b).

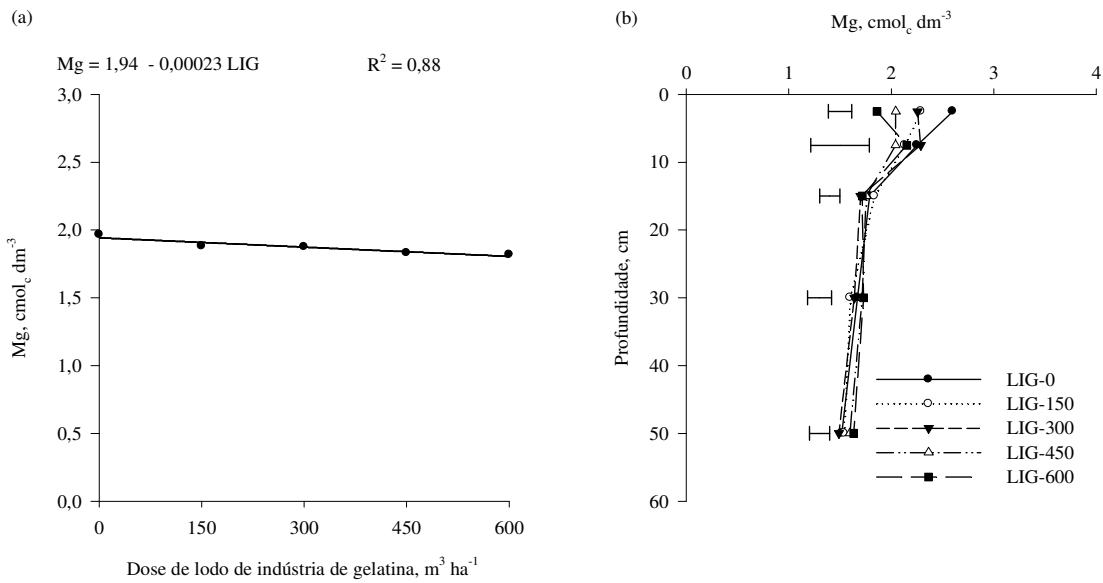


Figura 9. Teores médios de Mg no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 m³ ha⁻¹ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste *t* ($p < 0,05$).

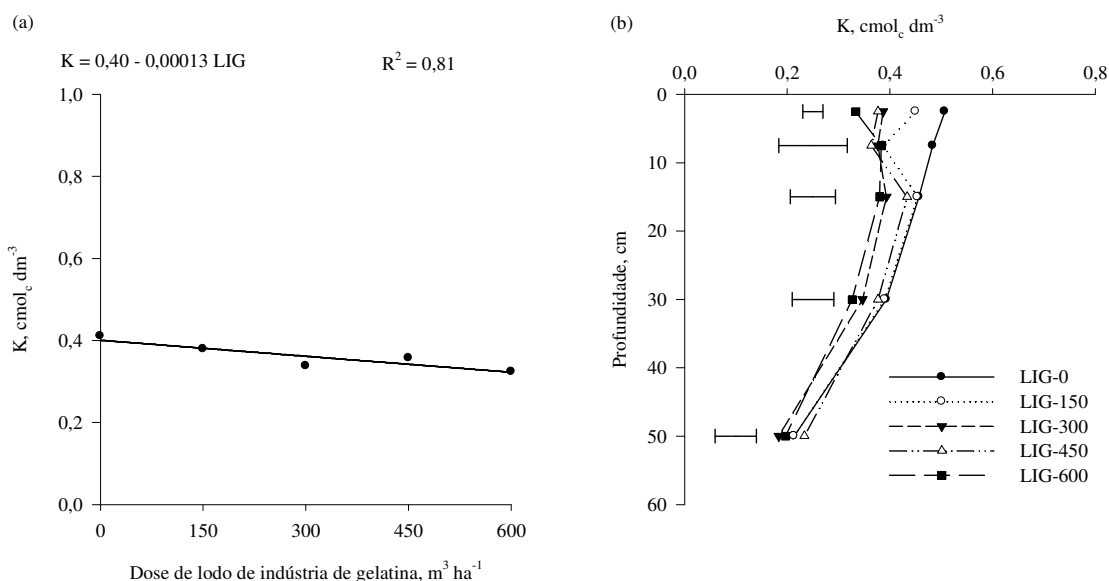


Figura 10. Teores médios de K no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), (LIG-450) e 600 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste t ($p < 0,05$).

Embora a aplicação crescente de LIG tenha reduzido os teores de Mg^{2+} e K^+ , verifica-se que não foi observado prejuízos à fertilidade do solo, visto que mesmo as menores concentrações (1,82 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{2+} e 0,32 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de K^+) observadas na maior dose (600 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) (Figuras 9a e 10a, respectivamente), ainda são níveis altos e adequados, de acordo com Serrat et al. (2006) ($> 0,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg^{2+} ; $> 0,30 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de K).

Houve acúmulo crescente e significativo nos teores médios de Na^+ com o aumento da dose de LIG, (Figura 11a), sendo este efeito observado em todas as camadas de solo estudadas (Figura 11b). O Na^+ , além de estar em alta concentração no LIG (578 mg L^{-1}), pode ser facilmente lixiviado para as camadas mais profundas, devido a sua característica de baixa afinidade no complexo de troca do solo, permanecendo principalmente na solução do solo (TAKACHI; PAVAN, 1995; LEAL et al., 2009a,b).

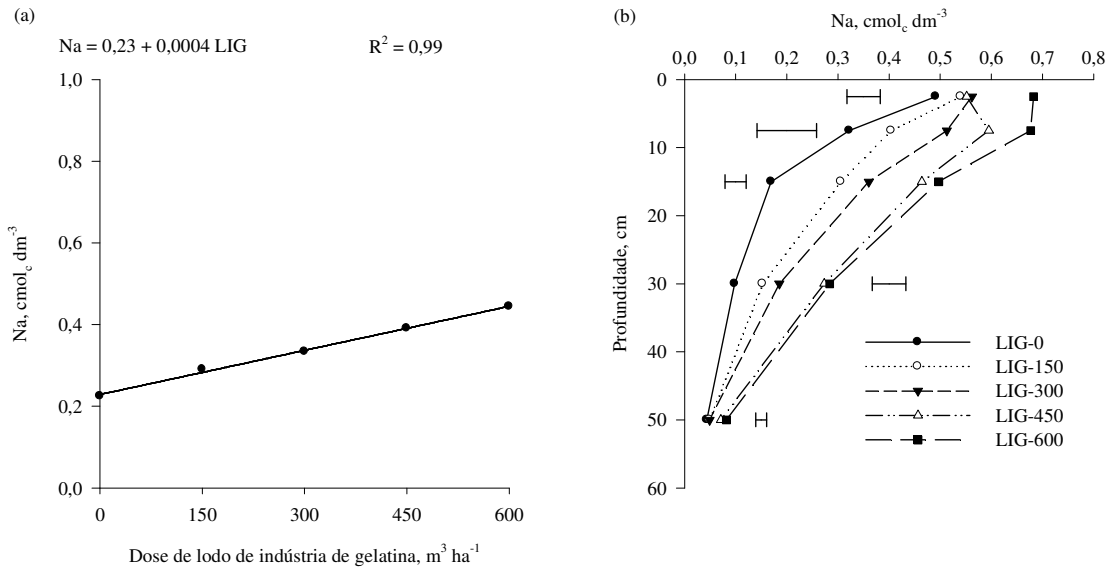


Figura 11. Teores médios de Na no solo (média das camadas) (a) e nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo (b), em função da aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG) nas doses: 0 (LIG-0), 150 (LIG-150), 300 (LIG-300), 450 (LIG-450) e 600 $m^3 ha^{-1}$ (LIG-600). As barras horizontais indicam a diferença mínima significativa, de acordo com o teste t ($p < 0,05$).

Excesso de sais no solo, sobretudo o Na^+ , pode aumentar a salinidade e a sodicidade, acarretando na deterioração das propriedades físicas do solo (AYERS; WESTCOT, 1999; HALLIWELL et al., 2001; OSTER; SHAINBERG, 2001; LEAL et al., 2009b), que somada aos efeitos tóxicos e osmótico desses íons, levam à redução do rendimento das culturas (FREIRE; FREIRE, 2007; DIAS; BLANCO, 2010), além de afetar negativamente os microrganismos edáficos (RIETZ; HAYNES, 2003; FINOCCHIARO; KREMER, 2010). Contudo, mesmo na camada mais superficial (0-5 cm) e na maior dose de LIG (600 $m^3 ha^{-1}$), onde houve maior teor de Na^+ no solo (0,68 $cmol_c dm^{-3}$), o valor de percentual de sódio trocável (PST) (5,27 % - Tabela 4) permaneceu abaixo do limite de 15%, considerado indicador de sodicidade do solo (RICHARDS, 1954). Também não foram observados efeitos prejudiciais na produção de matéria seca das plantas de milho (Figura 1), evidenciando a ausência de toxicidade de Na.

Tabela 4. Percentual de sódio trocável (PST) nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm do solo, em função das diferentes doses de aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG).

Camadas (cm)	PST (%)				
	Dose de LIG (m ³ ha ⁻¹)				
	0	150	300	450	600
0-5	3,55	4,07	4,12	4,03	5,27
5-10	2,57	3,36	3,95	4,85	5,27
10-20	1,46	2,64	3,36	4,25	4,58
20-40	0,85	1,31	1,53	2,28	2,44
40-60	0,41	0,45	0,45	0,65	0,74

Aumentos na concentração de Na⁺ no solo também foram observados por Guimarães et al. (2012), ao aplicarem lodo de indústria de gelatina em solo, e em estudos com aplicação de outras águas residuárias tais como água residuária de origem doméstica (MEDEIROS et al., 2005; HERPIN et al., 2007; LEAL et al., 2009a,b; PEREIRA et al., 2011), percolado de resíduo sólido urbano (SILVA et al., 2010a), dejetos líquidos suíno (PRIOR et al., 2013) e manipueira (MÉLO et al., 2005; INOUE et al., 2010; DUARTE et al., 2013).

Duarte et al. (2013) concluíram que o uso de manipueira não provocou salinização ou sodificação dos solos após uma única aplicação das doses do resíduo, assim como ocorreu no presente trabalho, embora esses autores tenham constatado tendência à salinização do solo. De modo semelhante, Silva et al. (2010a) verificaram que os valores de PST do solo permaneceram abaixo do limite de 15% ao final do período de realização do experimento com aplicação de percolado de resíduo sólido urbano. Porém, esses autores esperam que, em uma estimativa de aplicação mais prolongada, ocorra a superação desses limites na camada mais superficial do solo. Ainda, no estudo conduzido por Leal et al. (2009b) com efluente de esgoto, ocorreu sodificação do solo ao longo do tempo (PST > 15%), sendo esta condição mais relacionada ao uso contínuo do efluente do que a própria quantidade aplicada. Portanto, é oportuno ressaltar que a aplicação contínua no solo, de águas residuárias com altas concentrações de sódio, deve ser feita de maneira criteriosa visto que pode haver, a longo prazo, salinização e/ou sodificação do solo.

3.2 Qualidade da água percolada

Na qualidade da água percolada, a aplicação de doses crescentes de LIG promoveu efeitos significativos apenas nos atributos pH (Figura 12a), P-total (Figura 13b) e Na^+ (Figura 14d). Observou-se, com o aumento da dose de LIG, aumento da concentração de Na^+ e diminuição do pH e da concentração de P-total. Com relação aos demais atributos avaliados, CE, N-total, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , DQO e DBO, não foram encontrados efeitos significativos (Figuras 12 a 15).

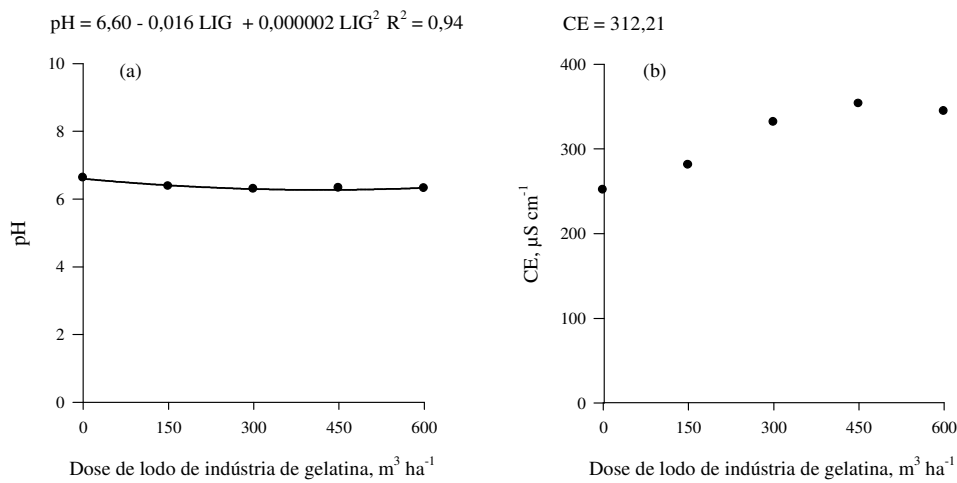


Figura 12. Os valores de pH (a) e Condutividade elétrica (CE) (b) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.

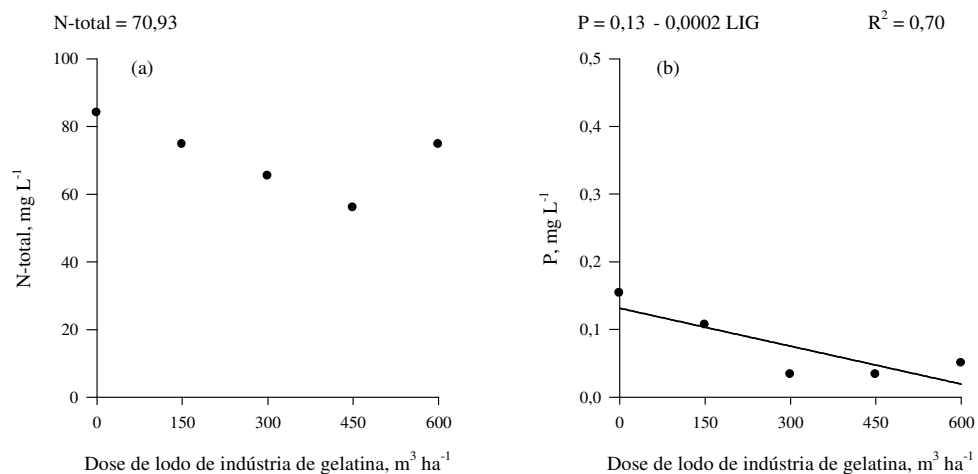


Figura 13. Concentrações de N-Total (a) e P-total (b) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.

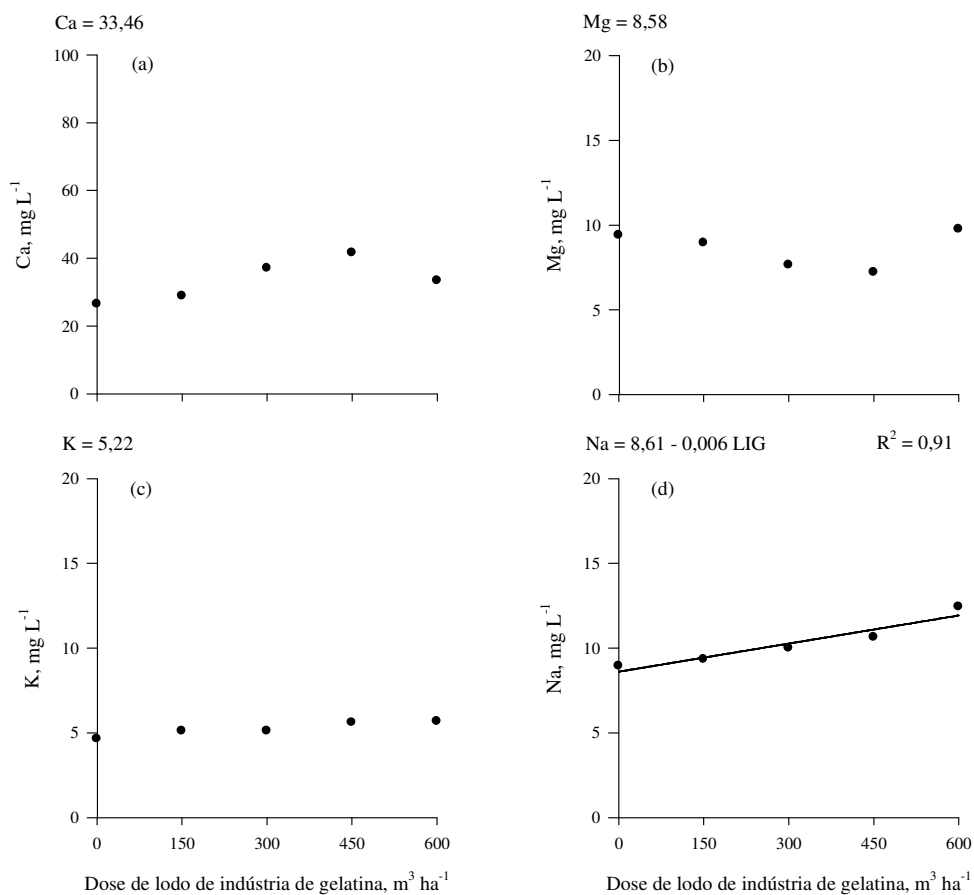


Figura 14. Concentrações de Ca²⁺ (a), Mg²⁺ (b), K (c) e Na⁺ (d) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.

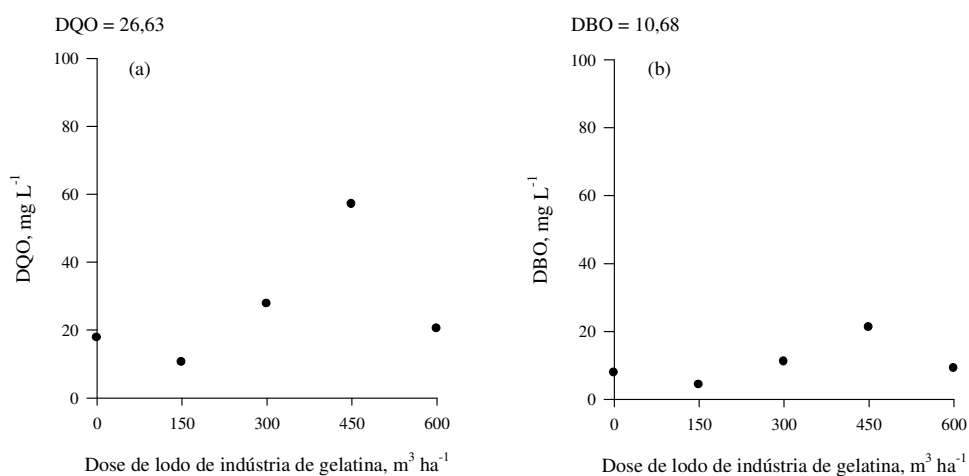


Figura 15. Demanda química de oxigênio (DQO) (a) e Demanda biológica de oxigênio (DBO) (b) na água percolada, em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.

Para os valores de pH da água percolada, ocorreu ajuste por regressão à função polinomial de segundo grau, em relação às doses crescentes de LIG, variando de 6,62 a 6,31 nas doses de 0 a 600 m³ ha⁻¹, respectivamente (Figura 12a). O menor valor de pH (6,29) foi observado na dose de 300 m³ ha⁻¹. De modo geral, observou-se redução nos valores de pH da água percolada com a aplicação de LIG (Figura 12a), efeito diferente do observado pela maioria dos estudos conduzidos com águas residuárias, tais como água residuária de suínos, em que não tem sido observado variação significativa nos valores de pH em função dos tratamentos (CAOVILLA et al., 2005; SMANHOTTO, 2008; MAGGI et al., 2011, 2013; TREVISAN et al., 2013).

Quanto ao P-total, foi observado redução das concentrações nos tratamentos com aplicação das doses de LIG, com ajuste por regressão à função polinomial de primeiro grau (Figura 13b). A maior concentração de P-total, observada no tratamento testemunha, sem aplicação de LIG, foi de 0,15 mg L⁻¹. Nos tratamentos com doses de LIG, a concentração de P-total variou de 0,11 a 0,05 mg L⁻¹ nas doses de 150 e 600 m³ ha⁻¹, respectivamente, sendo que essas estão abaixo daquelas de 0,2 a 0,3 mg L⁻¹ citadas como ideais na água percolada para um bom crescimento das plantas (BASSO et. al., 2005).

Praticamente não houve lixiviação do nutriente nos tratamentos com aplicação de LIG, indicando, ainda, que a aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG no solo, nas condições estudadas, não acarretou riscos de contaminação dos ambientes aquáticos com P. O P e o N estão envolvidos diretamente no processo de eutrofização, sendo o P considerado limitante na maioria dos ambientes aquáticos (CORRELL, 1998; DANIEL et al., 1998).

O LIG apresentou baixas concentrações de P-total (7,12 mg L⁻¹), quando comparado a outras águas residuárias, tais como os dejetos líquidos de animais, que podem apresentar concentrações de P da ordem de 1000 mg L⁻¹ (CAOVILLA et al., 2005). Por essa razão, os resultados deste trabalho indicaram que a aplicação de LIG no solo não representaria problema em termos de poluição da água com P, diferente do observado em estudos com dejetos líquidos de animais (suíno e bovino), que tem verificado potencial de contaminação das águas subterrâneas, devido ao aumento de P observado na água percolada (SMANHOTTO, 2008; PIOVESAN et al., 2009; MAGGI et al., 2011, 2013).

A aplicação de LIG aumentou a concentração de Na⁺ na água percolada, por ser esse um elemento abundante no LIG (578 mg L⁻¹), ocorrendo o ajuste por regressão à função polinomial de primeiro grau (Figura 14d). Cabe salientar que altos teores de sódio são

geralmente encontrados nas águas residuárias das indústrias de gelatina que utilizam raspas e aparas de couro como matéria prima (TANIGUCHI, 2010), como é o caso da água residuária utilizada neste estudo. Além de estar em altas concentrações no efluente aplicado ao solo, o sódio pode ser facilmente lixiviado, devido a sua característica de baixa afinidade no complexo de troca do solo, permanecendo principalmente na solução do solo (TAKACHI; PAVAN, 1995; LEAL et al., 2009a,b).

Neste trabalho, a maior concentração de Na^+ foi observada na dose $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($12,43 \text{ mg L}^{-1}$), estando, contudo, dentro dos limites aceitáveis para a manutenção da qualidade da água, conforme a Resolução CONAMA de 396/08 (BRASIL, 2008), que dispõe sobre a classificação e o enquadramento das águas subterrâneas. De acordo com essa Resolução, o valor máximo permitido de Na^+ na água subterrânea é 200 mg L^{-1} para consumo humano e 300 mg L^{-1} para recreação.

Resultados semelhantes aos encontrados para o Na^+ na água percolada foram relatados por Messias et al. (2006), que constataram influência da aplicação de lodo de indústria têxtil na lixiviação de Na^+ , efeito observado em solo argiloso e arenoso. Nesse trabalho, o lodo têxtil apresentava 8,00; 0,17; 0,95; 0,32; 0,11 e 0,60 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de N, P, K, Ca, Mg e Na totais, respectivamente. Já Taniguchi (2010) que trabalhou com aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em solos de textura média e argilosa, observou aumento de Na^+ no lixiviado apenas no solo de textura média. No solo argiloso do estudo de Taniguchi (2010), o lixiviado somente apresentou incremento de Na^+ na maior dose ($500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), tendo observado redução nos teores deste elemento nas demais doses, quando comparadas à testemunha, sem aplicação de LIG.

A CE e os demais atributos químicos da água percolada, N-total, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , DQO e DBO, que não apresentaram relação significativa com as doses de LIG, apresentaram valores médios de $312,21 \mu\text{S cm}^{-1}$ e 70,93; 5,22; 33,46; 8,58; 26,63 e $10,68 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Figuras 12b; 13a; 14a, b, c; 15a, b; respectivamente).

3.3 Efeitos nas plantas de milho

A produção de matéria seca (parte aérea) das plantas de milho aumentou em função da dose de LIG, ajustando-se por regressão à função polinomial de primeiro grau (Figura 16). As médias da produção de matéria seca (parte aérea) das plantas de milho variaram de 41,17 a 51,43 g por coluna nas doses de 0 e 600 m³ ha⁻¹, respectivamente (Figura 16). Resultados semelhantes foram observados por Taniguchi (2010), que encontraram efeito positivo da aplicação de LIG sobre a produção de matéria seca de milho.

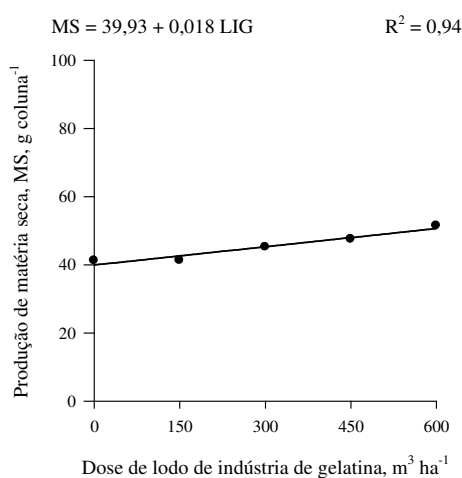


Figura 16. Produção de matéria seca (MS) da parte aérea das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.

Na Figura 16 pode-se observar que a aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG não causou efeito prejudicial para as plantas de milho, pois houve resposta positiva da produção de matéria seca nos tratamentos com aplicação da água residuária, quando comparados ao tratamento testemunha (sem aplicação de LIG).

Com relação aos macronutrientes e o teor de Na⁺ acumulados nas folhas das plantas de milho para silagem, houve efeito significativo apenas para o Mg⁺² (Figura 17). Os teores de Mg⁺² foliares ajustaram-se por regressão à função polinomial de primeiro grau, mostrando um aumento da concentração com o aumento da dose de LIG (Figura 17e). No entanto, o coeficiente de determinação (R²) encontrado foi muito baixo (0,31), indicando que a maior parte da variação nos dados de Mg⁺² foram explicadas por outros fatores. Esses resultados

evidenciam que a aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG praticamente não influenciou na concentração de macronutrientes e Na⁺ nas folhas de diagnóstico do estado nutricional do milho para silagem.

De acordo com CQFS-RS/SC (2004), no tecido foliar, a faixa considerada adequada dos teores de macronutrientes N, P, K⁺, Ca⁺² e Mg⁺² é de 27 a 35; 2,0 a 4,0; 17 a 35; 2,5 a 8,0 e 1,5 a 5,0 g kg⁻¹, respectivamente, para um bom desenvolvimento da cultura de milho (grãos). Com exceção do N, a concentração dos demais macronutrientes, em todos os tratamentos, encontrava-se muito abaixo dessas faixas consideradas adequadas (Figura 17). Provavelmente, a ausência de variação dos nutrientes e de Na⁺ à aplicação de LIG, assim como a presença desses teores muito baixos dos macronutrientes nos tecidos foliares das plantas de milho em todos os tratamentos (inclusive no tratamento testemunha, sem aplicação de LIG), foi consequência do pouco desenvolvimento das plantas de milho durante o experimento, devido ao espaço físico limitado na coluna, causando um estresse ambiental. A ocorrência de estresse ambiental na fase vegetativa retarda o desenvolvimento das plantas de milho, originando plantas baixas, com colmos mais finos, menores e folhas de menor tamanho, acarretando em uma menor capacidade de acúmulo de nutrientes (RITCHIE et al., 2003). Além disso, quando as plantas de milho foram colhidas (50 dias após a emergência), essas ainda não apresentavam pendão. Segundo CQFS-RS/SC (2004), recomenda-se a amostragem do terço central da folha oposta e abaixo da espiga, na fase do pendoamento (50% de plantas pendoadas).

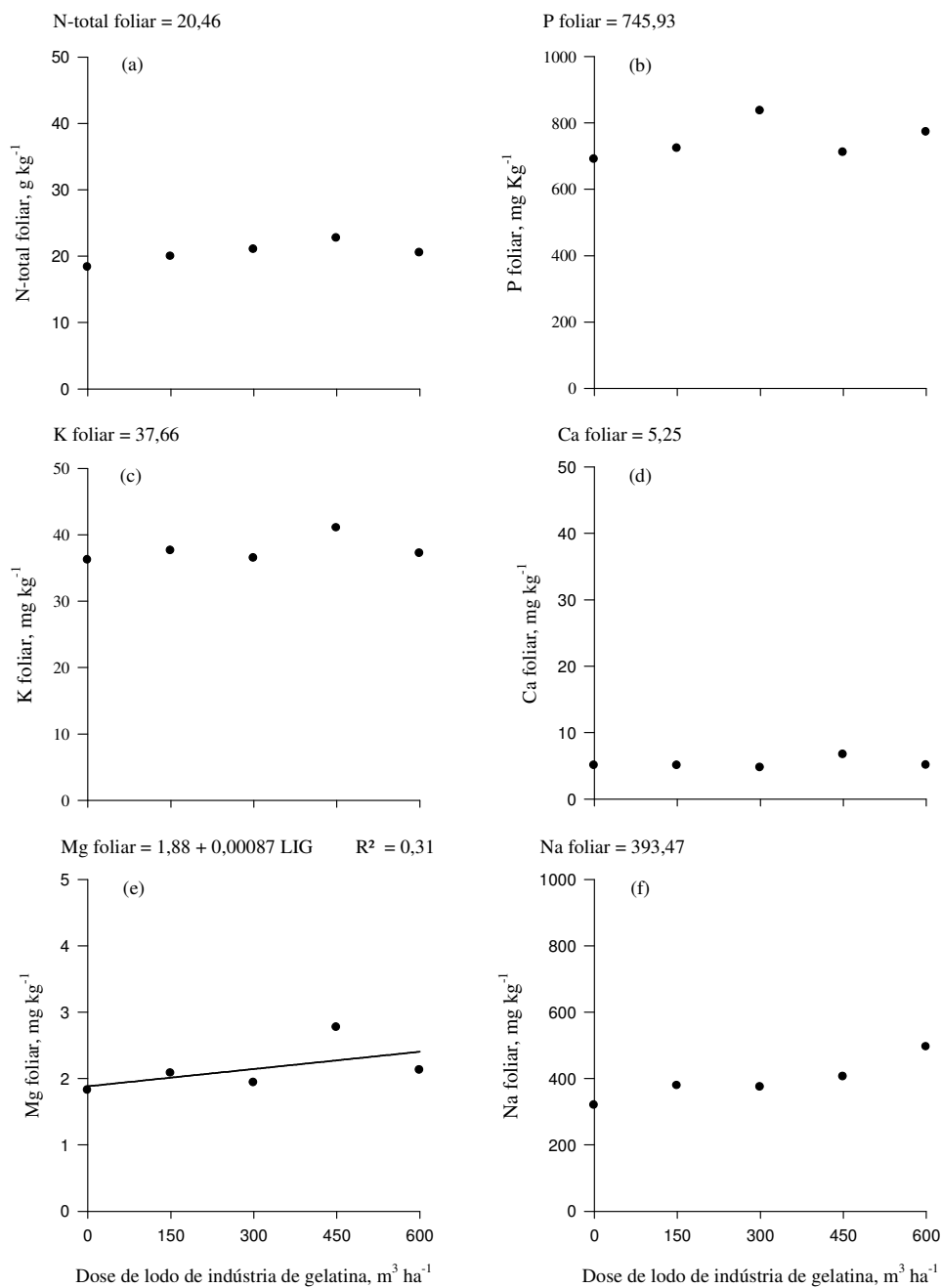


Figura 17. Teores de N-total (a), P (b), K (c), Ca⁺² (d), Mg⁺² (e) e Na⁺ foliar (f) das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo.

4 CONCLUSÕES

1. O lodo de indústria de gelatina (LIG), aplicado até a dose de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, uma única vez, superficialmente e sem incorporação, em colunas contendo Nitossolo cultivado com milho para ensilagem, não gerou efeitos negativos nos atributos químicos do solo, até a profundidade de 60 cm.
2. Com relação ao Na^+ , elemento mais abundante no LIG, ocorreu aumento dos teores em todo o perfil de solo avaliado, sem causar sodicidade.
3. A aplicação de até $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de LIG nas colunas de solo não causou efeitos negativos à qualidade da água percolada, indicando baixo risco de contaminação das águas subterrâneas.
4. Não foram observados efeitos negativos às plantas de milho para ensilagem.

5 REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association, AWWA -American Water Works Association, WEF- Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20.ed. Washington, American Public Health Association, 1998. 1193 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. 2.ed., Campina Grande, UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO, Irrigação e Drenagem, Boletim 29, Revisado,1) Original em inglês. Tradução de H.R.Gheyi, J.F. de Medeiros e F.A.V. Damasceno.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; POLETTO, R.D.N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005.

BERTONCINI, E.I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, Junho de 2008, p. 152-169, 2008.

BRASIL - CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 396 de 3 de abril de 2008. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, nº 66, p. 64-68, 2008.

CABRAL, J. R. ; FREITAS, P. S. L ; REZENDE, R. ; MUNIZ, A. S. ; BERTONHA, A. Changes in chemical properties of dystrophic Red Latosol as result of swine wastewater application. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 210-216, 2014.

CABRAL, J.R. ; FREITAS, P. S. L ; REZENDE, R. ; MUNIZ, A. S. ; BERTONHA, A. Impacto da Água Residuária de Suinocultura no solo e na Produção Capim-Elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 823-831, 2011.

CAOVILLA, F.A.; SAMPAIO, S.C.; PEREIRA, J.O.; VILAS BOAS, M.A.; GOMES, B.M.; FIGUEIREDO, A.C. Lixiviação de nutrientes proveniente de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 283-287, 2005. Suplemento.

CASSOL, P. C. ; COSTA, A. C. ; CIPRANDI, O. ; PANDOLFO, C. M. ; ERNANI, P. R. . Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejeito suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CASSOL, P.C.; SILVA, D.C.P.R.; ERNANI, P.R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRECIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejeito suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.10, p. 103-112, 2011.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 729-735, 2003.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFS-RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, 2004. 400 p.

CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 261-266, 1998.

COSTA, A.C.S.; BIGHAM, J.M.; RHOTON, F.E.; TRAINA, S.J. Quantification and characterization of maghemite in soils derived from volcanic rocks in southern Brazil. **Clays and Clay Minerals**, v. 47, p. 466-473, 1999.

COUTO, R. R. ; S.J. GIACOMINI ; SOARES, C. R. F. S. ; BELLI FILHO, P. ; BENEDET, L. ; MORAIS, M. P. ; BRUNETTO, G. ; Beber, C. L. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 774-782, 2013.

DANIEL, T.C.; SHARPLEY; A.N. & LEMUNYON, J.L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 251-257, 1998.

DIAS, N.S.; BLANCO, F.F. Efeitos dos sais no solo e na planta. In: GHEYI, H.R.; DIAS, N.S.; LACERDA, C.F. (Eds.) **Manejo da salinidade na agricultura: Estudo básico e aplicados**. Fortaleza, INCTSal, 2010. 472 p.

DUARTE, A.S.; ROLIM, M.M; SILVA, E.F.F.; PEDROSA, E.M.R., ALBUQUERQUE, F.S. Alterações dos atributos físicos e químicos de um Neossolo após aplicação de doses de manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 9, p. 938-946, 2013.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro, EMBRAPA, 1997.

ERTHAL, V. J. T. ; FERREIRA, P. A. ; MATOS, A. T. ; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 467-477, 2010.

FINOCCHIARO, R.G.; KREMER, R.J. Effect of municipal wastewater as a wetland water source on soil microbial activity. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, p. 1974-1985, 2010.

FONSECA, A.F. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. Piracicaba, USP/ESALQ, 2005. 174 p. (Tese de Doutorado).

FONSECA, A.F., HERPIN, U., DIAS, C.T.S., MELFI, A.J.,. Nitrogen forms, pH and total carbon in a soil incubated with treated sewage effluent. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, p. 743-752, 2007.

FREIRE, M.B.G.S.; FREIRE, F.J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. In: NOVAIS, R.F., ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds.) **Fertilidade do solo**. SBCS, Viçosa, 2007. 1017 p.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGIANNI, F.; MATIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 267-280, 2006.

GUIMARÃES, R.C.M; CRUZ, M.C.P; FERREIRA, M.E.; TANIGUCHI, C.A.K. Chemical properties of soils treated with biological sludge from gelatin industry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 653-660, 2012.

HALLIWELL, D.J.; BARLOW, K.M.; NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, v. 39, p. 1259–1267, 2001.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T.C; FONSECA, A.F.; MONTES, C.R.; MENDONÇA, F.C.; PIVELI, R.P.; BREULMANN M.C.; MELFI, A.J. Chemical effects on the soil plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation - A pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, v. p. 105-115, 2007.

INOUE, K. R. A.; SOUZA, C. F.; MATOS, A. T.; SANTOS, N. T.; ALVES, E. E. N. Características do solo submetido a tratamentos com biofertilizantes obtidos na digestão da manipueira. **Tecnologia e Ciência Agropecuária**, v. 4, p. 47-52, 2010.

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

LEAL, R. M. P. ; HERPIN, U. ; FONSECA, A. F. ; FIRME, L. P. ; MONTES, C. R. ; MELFI, A. J. Sodicity and Salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with Sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 96, p. 307-316, 2009 b.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; HERPIN, U.; FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Carbon and nitrogen cycling in a Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 2, p. 271-276, 2010.

LEAL, R.M.P.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI,A.J.; PIEDADE, S.M.S. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 2, p. 242-249, 2009 a.

MAGGI, C. F. ; FREITAS, P. S. L ; SAMPAIO, S. C. ; DIETER, J. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 279-290, 2013.

MAGGI, C. F. ; FREITAS, P. S. L ; SAMPAIO, S.C. ; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solos cultivados com soja com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 170-177, 2011.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. rev. e atual. 319 p. Piracicaba, POTAFÓS, 1997.

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

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

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**, v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.

MÉLO, R. F. ; FERREIRA, P. A. ; RUIZ, H. A. ; MATOS, A. T. ; OLIVEIRA, L. B. Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. **Irriga**, v. 10, n. 4, p. 383-392, 2005.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

MESSIAS, A.S.; TÁVORA, B.E.; SILVA, R.C.R.; NASCIMENTO, A.E. Percolação de sódio através de solos do Estado de Pernambuco, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, (Suplemento Especial), nº 1, p. 65-72, 2006.

NARAMABUYE, F.X.; HAYNES, R.J. The liming effect of five organic manures when incubated with an acid soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 170, p. 615-622, 2007.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.

OSTER, J.D.; SHAINBERG, I. Soil responses to sodicity and salinity: challenges and opportunities. **Australian Journal of Soil Research**, v. 39, p. 1219-1224. 2001.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. California, Academic Press, 1996. 340 p.

PEREIRA, B.F.F.; HEB, Z.L.; SILVA, M.S.; HERPINA,U.; NOGUEIRAA, S.F.; MONTESE, C.R.; MELFIF, A.J. Reclaimed wastewater: Impact on soil-plant system under tropical conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 192, p. 54-61, 2011.

PIOVESAN, R. P. ; FAVARETTO, N. ; PAULETTI, V. ; MOTTA, A. C. V. ; REISSMANN, C.B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 757-766, 2009.

PLAZA, C.; HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 1577-1585, 2004.

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P. ; OPAZO, M.A.U. ; DIETER, J.; PEGORARO, T. Combined pig slurry and mineral fertilization for corn cultivation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, p. 337-348, 2013.

PRIOR, M.; SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P. ; OPAZO, M.A.U. ; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido a aplicação de água residuária da suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pesquisa Aplicada e Agrotecnologia**, v. 2, p. 89-96, 2009.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. (Agriculture handbook, 60). Washington, United States Salinity Laboratory Staff, 1954.

RIETZ, D.N., HAYNES, R.J. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 845-854. , 2003.

RITCHIE, S.W.; HANWAY, J.J.; BENSON, G.O. **Como a planta de milho se desenvolve**. Piracicaba, POTAFOS, p. 1-20, 2003. (Informações Agrônômicas, 103)

SALVESTRO, A.C.; FREITAS, P.S.L.; REZENDE, R.; DALLACORT, R.; VIEIRA, C.V. Permanent wilting point of bean cultivated in dystic nitosols and rhodic ferralsols. **International Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 10, p. 462-466, 2012.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 123-131, 2007.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1375-1383, 2010.

SERRAT, B. M.; KRIEGER, K. ; MOTTA, A. C. V. Considerações sobre interpretação de análise de solos (com exemplos). In: LIMA, M.R. (Ed.) **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos agrícolas**. Curitiba, UFPR/Setor de Ciências Agrárias, 2006. p. 125-142.

SILVA, D. F. ; MATOS, A. T. ; PEREIRA, O. G. ; CECON, P. R. ; BATISTA, R. O. ; MOREIRA, D.A. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, p. 243-251, 2011.

SILVA, D. F. ; MATOS, A. T. ; PEREIRA, O. G. ; CECON, P.R. ; MOREIRA, D.A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 1094-1100, 2010 a.

SILVA, J.C.P. M. ; MOTTA, A. C. V. ; PAULETTI, V. ; VELOSO, C. M. ; FAVARETTO, N. ; BARCELLOS, M. ; OLIVEIRA, A. S. ; SILVA, L.F.C. Esterco de gado leiteiro associado à adubação mineral e sua influência na fertilidade de um latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 453-463, 2010 b.

SMANHOTTO, A. **Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja**. Botucatu, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 2008. 100 p. (Tese de Doutorado)

SORIANO-DISLA, J. M.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; GÓMEZ, I. Contribution of a sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. **Environmental Earth Sciences**, v. 61, p. 1613-1619, 2010.

SOUZA, J.A.R. ; MOREIRA, D.A. ; MATOS, A.T. ; RODRIGUES, A.S.L. Effect of irrigation with wastewater from swine in the chemical properties of a latossol. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, p. 5166-5173, 2013.

TAKACHI, C. Y.; PAVAN, M. A. Efeitos da natureza e da força iônica do cátion na acidez da solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p. 15-18, 1995.

TANIGUCHI, C.A.K. **Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina, atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho**. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2010. 109 p. (Tese de Doutorado)

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

TEDESCO, M.J.; SELBACH, P.A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F.A.O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª Ed., Porto Alegre, Metropole, 2008. 654 p.

TORRI, S. I. ; CORRÊA, R. S. ; RENELLA, G. Soil carbon sequestration resulting from biosolids application. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2014, p. 1-9, 2014.

TREVISAN, A. P. ; FREITAS, P. S. L. ; REZENDE, R. ; SILVANO, C. ; FARIA JUNIOR, C. A. Atributos químicos do solo e qualidade do percolado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 2686-2697, 2013.

CAPÍTULO 2

Aplicação de lodo de indústria de gelatina em Nitossolo: atributos microbiológicos do solo

Aplicação de lodo de indústria de gelatina em Nitossolo: atributos microbiológicos do solo

RESUMO

O lodo de indústria de gelatina (LIG) apresenta nutrientes em sua composição, possibilitando a sua utilização em áreas agrícolas como uma alternativa para disposição e reciclagem desse resíduo. Contudo, são desconhecidos os respectivos efeitos da aplicação de LIG sobre a microbiota edáfica. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de doses de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG sobre os atributos microbiológicos do solo e a produção de massa seca das plantas de milho (*Zea mays* L.). Os atributos químicos do solo também foram avaliados para verificar possíveis correlações com os atributos microbiológicos do solo, e investigar a ocorrência de efeito *priming*. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em vasos preenchidos com camadas de solo Nitossolo Vermelho distroférico, textura muito argilosa. Os tratamentos consistiram de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina, equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹, aplicadas uma única vez, superficialmente e sem incorporação. O milho foi semeado nos vasos, sete dias após a aplicação de LIG. A coleta das plantas e do solo foi realizada sessenta dias após a aplicação dos tratamentos. A aplicação de lodo de indústria de gelatina reduziu os teores de carbono da biomassa microbiana do solo nas doses superiores a 300 m³ ha⁻¹ e aumentou o quociente metabólico na dose de 600 m³ ha⁻¹, indicando redução da eficiência metabólica da microbiota edáfica nessas condições, como consequência de estresse microbiano decorrido do aumento de Na⁺ no solo. Contudo, não foi observado efeito *priming* no solo. Correlação simples negativa entre o carbono da biomassa microbiana e o Na⁺ no solo foi verificada, confirmando o efeito negativo do Na⁺ sobre a biomassa microbiana. Embora tenha sido observada essa influência negativa sobre os microrganismos do solo, para as plantas de milho, a aplicação de doses crescentes de LIG foi benéfica, pois houve aumento da produção de massa seca.

Palavras-chave: Águas residuárias. Biomassa microbiana. Quociente metabólico. Estresse microbiano. Sódio. Efeito *priming*.

Sludge from gelatin industry in Nitosol: soil microbiological attributes

ABSTRACT

The sludge from gelatin industry (LIG) has nutrients in its composition, allowing its use in agricultural areas as an alternative to disposal and recycling of this waste. However, the effects of application of LIG on edaphic microbiota are unknown. The objective of this study was to evaluate the effects of application rates up to 600 m³ ha⁻¹ of LIG on soil microbiological attributes and dry matter production of maize (*Zea mays* L.) plants. The soil chemical attributes were also evaluated for possible correlations with soil microbiological attributes, and investigate the occurrence of priming effect. The experiment was conducted in a greenhouse in pots filled with layers of dystrophic Red Nitosol, very clayey texture. Treatments consisted of increasing doses of LIG, equivalent to 0, 150, 300, 450 and 600 m³ ha⁻¹, applied only once, superficially and without incorporation. Maize was sown in pots, seven days after the application of LIG. The collection of plants and soil was performed sixty days after the treatments. The application of sludge from gelatin industry reduced levels of soil microbial biomass carbon in doses greater than 300 m³ ha⁻¹ and increased the metabolic quotient dose of 600 m³ ha⁻¹, indicating reduced metabolic efficiency of soil microbiota in these conditions as a result of microbial stress resulted from the increase of Na⁺ in the soil. However, no priming effect was observed in the soil. Negative correlation between microbial biomass carbon and Na⁺ in the soil was verified, confirming the negative effect of Na⁺ on microbial biomass. Although this negative influence was observed on soil microorganisms, to maize plants the application of increasing doses of LIG was beneficial because dry matter production increased.

Keywords: Wastewater. Microbial biomass. Metabolic quotient. Microbial stress. Sodium. Priming effect.

1 INTRODUÇÃO

O reuso de resíduos orgânicos em áreas agrícolas possibilita o reaproveitamento de energia através da capacidade cicladora e transformadora do solo, e constitui, na maioria das vezes, um sistema sustentável e produtivo, além de ser uma alternativa para reduzir os impactos ambientais nos corpos hídricos. No entanto, para minimizar potenciais prejuízos ao meio ambiente, o uso de resíduos na agricultura deve ser baseado em critérios técnicos.

Grandes quantidades de resíduos líquidos são gerados na fabricação de gelatina, utilizada para fins alimentícios, cosméticos, farmacêuticos e fotográficos. Nesse processo são utilizados peles e ossos de animais (principalmente bovino), matéria prima rica em proteína, justificando a presença de nutrientes na água residuária, o que possibilita sua aplicação em solos agrícolas como fonte de nutrientes para as plantas, principalmente de nitrogênio. Por dia, uma indústria de gelatina pode produzir 14 toneladas de gelatina e cerca de 600 m³ de água residuária, também chamada lodo de indústria de gelatina (LIG) (TANIGUCHI, 2010). Do ponto de vista econômico, a aplicação deste resíduo é viável apenas em áreas próximas às indústrias. Como são escassos os estudos sobre o efeito da aplicação de LIG sobre o solo e meio ambiente, ainda não existem critérios técnicos específicos para este tipo de resíduo.

Estudos demonstraram que o LIG apresenta potencial de utilização como fonte de nitrogênio às plantas, melhora a produtividade das plantas e sua aplicação com uso de critérios não acarreta em impactos negativos na fertilidade do solo (TANIGUCHI, 2010; GUIMARÃES et al., 2012). Contudo, ainda são desconhecidas as informações sobre o efeito nos atributos microbiológicos do solo.

A microbiota do solo é a principal responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo, exercendo influência tanto na transformação da matéria orgânica, quanto na estocagem do carbono e nutrientes minerais (JENKINSON; LADD; 1981; PAUL; CLARK, 1996; GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008; KASCHUK et al., 2010). Deste modo, o conhecimento da dinâmica da microbiota é de grande importância para estudos de manejo do solo, já que influi na dinâmica dos nutrientes e na fertilidade do solo. Além disso, os atributos associados à atividade microbiana do solo são considerados indicadores rápidos e sensíveis de alterações ocorridas no solo, uma vez que respondem rapidamente às mudanças ambientais, geralmente antes dos atributos físicos e químicos do solo (BALOTA et al., 1998;

FRANCHINI et al., 2007; HUNGRIA et al., 2009; BABUJIA et al., 2010; KASCHUK et al., 2010).

A principal limitação de uso do LIG é a alta concentração de sódio, embora Taniguchi (2010) e Guimarães et al (2012) não tenham verificado comprometimento da qualidade do solo, do ponto de vista da fertilidade, nem prejuízo para o crescimento das plantas, mesmo sob a maior dose ($500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Contudo, estudos conduzidos com outras águas residuárias demonstraram que a aplicação contínua no solo de águas residuárias com altas concentrações de sódio deve ser feita de maneira criteriosa visto que pode haver, a longo prazo, salinização e/ou sodificação do solo (DUARTE et al. 2013; LEAL et al. 2009; SILVA et al., 2010), sendo esta condição mais relacionada ao uso contínuo do efluente do que à própria quantidade aplicada (LEAL et al. 2009).

Alterações na microbiota são esperadas devido ao alto teor de sódio do LIG, pois excessos de sais no solo podem afetar negativamente os microrganismos pela interferência direta nos processos de osmorregulação e por afetar as propriedades físicas do solo (RIETZ; HAYNES, 2003), causando estresse microbiano (RIETZ; HAYNES, 2003; YUAN et al., 2007; FINOCCHIARO; KREMER, 2010; SANTOS et al., 2011b).

Outra característica do LIG que merece atenção é sua baixa relação C/N. Segundo Kuzyakov et al. (2000), resíduos de baixa relação C/N podem estimular a mineralização de carbono orgânico total (COT) nativo do solo e promover o chamado efeito *priming* no solo, que costuma ser mais acentuado em solos com altos teores iniciais de carbono (SORIANO-DISLA et al., 2010; TORRI et al., 2014). Efeito *priming* no solo já foi relatado por Taniguchi, (2010) ao aplicar lodo de indústria de gelatina, e em estudos com outros resíduos orgânicos como dejetos líquidos suíno (PLAZA et al., 2004), água residuária de origem doméstica (FONSECA, 2005), lodo de curtume (MARTINES et al., 2006) e lodo de esgoto (GUEDES et al., 2006; SORIANO-DISLA et al., 2010).

Diante disto, o presente trabalho teve por objetivos avaliar os efeitos da aplicação de doses de até $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lodo de indústria de gelatina (LIG) em solo sobre os atributos microbiológicos do solo e sobre as plantas de milho (*Zea mays* L.). Os atributos químicos do solo também foram avaliados para verificar possíveis correlações com os atributos microbiológicos do solo, e investigar a ocorrência de efeito *priming* no solo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Unidades experimentais e doses de Lodo de indústria de gelatina

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no Centro Técnico de Irrigação (CTI) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), localizado no município de Maringá, PR (23°23'57'' S, 51°57'05'' O, altitude de 542 m) de setembro a novembro de 2012.

O solo utilizado, proveniente de uma área do CTI/UEM sem histórico de aplicação de resíduos orgânicos, é classificado como Nitossolo Vermelho Distroférrico, com textura muito argilosa na camada de 0-20 cm (230 g kg⁻¹ de areia, 60 g kg⁻¹ de silte e 710 g kg⁻¹ de argila, segundo SALVESTRO et al., 2012). Esse solo foi coletado em camadas de 10 cm, até a profundidade de 50 cm, e posteriormente foi seco, destorroado, peneirado (malha de 4 mm) e homogeneizado. As análises químicas iniciais das camadas de solo (Tabela 1), com exceção do nitrogênio, foram realizadas pelo Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Solos/UEM, segundo métodos propostos por Embrapa (1997). O nitrogênio total foi analisado pelo Laboratório de Química e Mineralogia do Solo, de acordo com a metodologia descrita em Mendonça e Matos (2005).

Tabela 1. Caracterização química inicial do solo, na camada de 0-10 cm.

Profundidade	pH (CaCl ₂)	Al ³⁺	H ⁺ Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	CTC	V	P	N	C
(cm)		cmol _c dm ⁻³							%	mg dm ⁻³	g kg ⁻¹	g dm ⁻³
0-10	5,4	0,0	4,28	5,54	2,41	0,86	0,0	13,1	67,3	5,6	2,25	25,57

O solo então foi alocado em vasos, embalagens para muda com capacidade para 110 L (diâmetro superior: 0,585 m, diâmetro inferior: 0,506 m, altura 0,497 m), constituindo as unidades experimentais. A deposição de solo nas unidades experimentais foi de forma gradual, em camadas de 10 cm, até a profundidade de 50 cm. Em seguida, foi adicionado cerca de 20 L de água de poço em cada vaso, para a homogeneização do solo. Uma amostra dessa água de poço foi enviada para análise físico-química (Tabela 2) no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, do Departamento de Engenharia Civil, da UEM (DEC/UEM), segundo métodos propostos por APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco et al. (1995).

Tabela 2. Características físico-químicas da água de poço utilizada no experimento.

Características	
pH	7,67
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	121,5
N-total (mg L^{-1})	56,0
N-NH ₄ (mg L^{-1})	n.d.
N-NO ₃ (mg L^{-1})	13,64
P (mg L^{-1})	0,16
K (mg L^{-1})	0,3
Ca (mg L^{-1})	12,28
Mg (mg L^{-1})	1,58
Na (mg L^{-1})	16,4

n.d.: Não detectado

Quarenta dias após a instalação das colunas de solo, foram aplicados os tratamentos, constituídos por doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG), equivalentes a 0, 150, 300, 450 e 600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com quatro repetições.

O LIG foi aplicado manualmente na superfície do solo nos vasos, sem incorporação, e as doses foram calculadas baseadas na área superficial de um hectare de solo. Para garantir o mesmo volume de líquidos em todas as unidades experimentais (600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), também foi adicionada água de poço (Tabela 2) em quantidade suficiente para completar o volume de líquidos em cada vaso, quando necessário. Para facilitar a infiltração do resíduo e da água no solo, a aplicação do LIG e da água (água para completar o volume de líquidos) foi efetuada de forma gradual e uniforme, em que o volume básico foi 150 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, de forma que a maior dose (600 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) foi equivalente a quatro aplicações de LIG, divididas em quatro dias seguidos (dias 26, 27, 28 e 29/09/2012).

Sete dias após a aplicação de LIG (06/10/2012), oito sementes de milho (*Zea mays* L.) para ensilagem, híbrido AG1051, foram semeadas nos vasos. Foi efetuado um desbaste das plantas no dia 23/10/2012, restando duas plantas de milho por vaso.

A umidade do solo durante o período entre a aplicação dos tratamentos e o final do experimento foi mantida por meio de irrigação manual periódica. A quantidade de água a ser repostada foi medida pesando-se um vaso de solo controle, diariamente. O peso definido como padrão para o cálculo da quantidade de água foi determinado pesando-se o vaso de solo controle três dias após o término das aplicações de LIG.

2.2 Lodo de indústria de gelatina

O lodo de indústria de gelatina (LIG) utilizado foi coletado no sistema de tratamento de efluente de uma indústria de gelatina. Em cada dia de aplicação dos tratamentos, foram coletadas amostras deste LIG e encaminhadas para o Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, DEC/UEM, para caracterização físico-química por meio das metodologias APHA, AWWA e WEF (1998) e Tedesco et al. (1995), estando as características físico-químicas médias obtidas (média dos dois dias de aplicação) dispostas no Tabela 3.

Tabela 3. Características físico-químicas médias do lodo de indústria de gelatina (LIG) utilizado no experimento e quantidade de elementos aplicada de acordo com as doses de LIG.

Características do LIG		Quantidade de elementos (kg ha^{-1}) aplicada de acordo com as doses ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) de LIG				
		0	150	300	450	600
pH	7,46	-	-	-	-	-
CE (dS m^{-1})	4,11	-	-	-	-	-
Sólidos Totais (mg L^{-1})	4040,0	-	606,0	1212,0	1818,0	2424,0
Sólidos Totais Voláteis (mg L^{-1})	1564,0	-	234,6	469,2	703,8	938,4
N-total (mg L^{-1})	532,9	-	79,9	159,9	239,8	319,7
N-NH ₄ (mg L^{-1})	0,72	-	0,11	0,22	0,32	0,43
N-NO ₃ (mg L^{-1})	20,25	-	3,04	6,08	9,11	12,15
P (mg L^{-1})	7,12	-	1,07	2,14	3,20	4,27
K (mg L^{-1})	18,80	-	2,82	5,64	8,46	11,28
Ca (mg L^{-1})	33,62	-	5,04	10,09	15,13	20,17
Mg (mg L^{-1})	7,97	-	1,20	2,39	3,59	4,78
Na (mg L^{-1})	578,29	-	86,74	173,49	260,23	346,97
DQO (mg L^{-1})	3056,0	-	458,40	916,80	1375,20	1833,60
DBO (mg L^{-1})	1575,0	-	236,25	472,50	708,75	945,00

2.3 Coleta de solo

A coleta do solo foi efetuada 60 dias após a aplicação das doses de LIG, na camada de 0-10 cm. Em cada unidade experimental foram retiradas 4 subamostras de solo, com o auxílio de um cilindro metálico (com 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura, aproximadamente), que posteriormente foram homogeneizadas e armazenadas em sacos plásticos, em caixa de isopor com gelo.

2.4 Atributos Microbiológicos do solo

As análises dos atributos microbiológicos foram processadas no Laboratório de Microbiologia de Solos do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR) - Londrina – PR.

As amostras de solo foram armazenadas em sacos plásticos e conservadas em uma temperatura de aproximadamente 4 °C até a realização das análises microbiológicas.

O preparo das amostras de solo para as análises microbiológicas foi feito por meio de tamisagem em peneira com malha de 2 mm, retirando as raízes e os resíduos visíveis de plantas e animais do solo. Subamostras de 10 g foram retiradas para a determinação da umidade gravimétrica do solo.

O carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) e a respiração microbiana do solo (RMS) foram determinados pelo método da fumigação-incubação (JENKINSON; POWLSON, 1976), sendo que no CBM foi empregado o fator de correção proposto por Horwath et al (1996).

Foram calculados os seguintes índices microbiológicos do solo: relação carbono da biomassa microbiana / C-orgânico do solo (CBM:COT), também chamada quociente microbiano (SPARLING, 1992), e o quociente metabólico ($q\text{CO}_2$), calculado pela relação entre a respiração acumulada e o CBM (ANDERSON; DOMSCH, 1993).

2.5 Atributos químicos do solo

Amostras de solo coletadas nas unidades experimentais, 60 dias após a aplicação das doses de LIG, foram encaminhadas aos laboratórios de Fertilidade do Solo e Química e Mineralogia do Solo, do Departamento de Agronomia/UEM, e analisadas quanto à química do solo básica, teor de sódio trocável e N-total do solo de acordo com as metodologias descritas por Embrapa (1997) e Mendonça e Matos (2005).

Foi calculado o percentual de sódio trocável (PST), indicativo da proporção de sódio adsorvida no complexo de troca de cátions do solo, através da equação: $\text{PST} = (\text{Na}^+/\text{CTC}_T) \times 100$, em que o Na^+ corresponde ao sódio trocável, em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e CTC_T refere-se à capacidade de troca catiônica total do solo, em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

2.6 Produção de matéria seca das plantas de milho

A colheita da parte aérea das plantas de milho foi realizada 50 dias após a emergência das plantas, 60 dias após a aplicação das doses de LIG, cortando-se as plantas de milho rente ao solo. O material vegetal foi colocado em estufa de circulação forçada de ar em temperatura de 65°C, até peso constante, para a obtenção da matéria seca.

2.7 Análises Estatísticas

Os atributos microbiológicos e químicos do solo foram submetidos à análise de variância, seguida do teste Dunnett ($p < 0,5$) para comparação das médias dos atributos nos tratamentos com aplicação de LIG (doses de 150, 300, 450 e 600 m³ ha⁻¹), em relação ao tratamento testemunha, sem aplicação de LIG (dose de 0 m³ ha⁻¹). Os dados de produção de matéria seca das plantas de milho foram submetidos à análise de variância e de regressão polinomial.

Para testar a existência de relações significativas entre os atributos microbiológicos e químicos do solo foi calculada a correlação simples entre as variáveis microbiológicas e químicas do solo que apresentaram resultados significantes pelo teste de Dunnett.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Atributos microbiológicos do solo

A aplicação de LIG no solo estudado e nas condições deste trabalho promoveu efeitos significativos apenas no carbono da biomassa microbiana (CBM) e quociente metabólico do solo ($q\text{CO}_2$) (Tabela 4).

Tabela 4. Atributos microbiológicos do solo em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG).

Doses de LIG ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	CBM mg kg^{-1}	RMS $\text{mg C-CO}_2 \text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$	$q\text{CO}_2$ $\text{mg C-CO}_2 \text{g CBMS}^{-1} \text{h}^{-1}$	CBM:COT %
0	496,92	0,63	1,07	2,58
150	475,62	0,63	1,23	2,26
300	458,99	0,59	1,49	2,47
450	411,52*	0,52	1,20	1,93
600	422,71*	0,52	1,85*	2,24

Carbono da biomassa microbiana (CBM). Respiração microbiana (RMS). Quociente metabólico ($q\text{CO}_2$). Quociente microbiano do solo (CBM:COT). * Diferenças estatisticamente significativas a 5 % pelo teste de Dunnett na comparação com o tratamento testemunha, sem aplicação de LIG (dose de $0 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

O CBM diminuiu nas doses superiores a $300 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, quando comparado ao tratamento testemunha, sem aplicação de LIG (dose de $0 \text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) (Tabela 4). Este resultado pode ser atribuído ao aumento do teor de Na^+ ocorrido nestes tratamentos (Tabela 6), pois excessos de sais no solo podem afetar negativamente os microrganismos pela interferência direta nos processos de osmorregulação e por afetar as propriedades físicas do solo (RIETZ; HAYNES, 2003), causando estresse e consequentes declínios no CBM (RIETZ; HAYNES, 2003; YUAN et al., 2007; FINOCCHIARO; KREMER, 2010; SANTOS et al., 2011b).

O CBM é uma estimativa da massa microbiana viva total, com base na concentração de carbono microbiano. É um dos mais promissores indicadores da qualidade do solo, pois responde rapidamente às mudanças ambientais, geralmente antes dos atributos físicos e químicos do solo, incluindo o COT (BALOTA et al., 1998; FRANCHINI et al., 2007; HUNGRIA et al., 2009; BABUJIA et al., 2010; KASCHUK et al., 2010). Por constituir a maior parte da fração ativa da matéria orgânica, o CBM é mais sensível que o próprio resultado quantitativo de COT para aferir alterações na matéria orgânica causadas por

perturbações antropogênicas (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Além disso, a biomassa microbiana, representada pelo CBM, é a principal responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo, exercendo influência tanto na transformação da matéria orgânica, quanto na estocagem do carbono e nutrientes minerais (PAUL; CLARK, 1996; GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008; KASCHUK et al., 2010).

Portanto, as reduções observadas no CBM expressam diminuições na biomassa microbiana do solo, representando, a curto prazo, uma menor reserva lábil de carbono nesse solo submetido a altas doses de uma única aplicação de LIG.

Os teores de CBM variaram entre 496,92 mg kg⁻¹ no tratamento testemunha e 422,71 mg kg⁻¹ na maior dose de LIG, sendo estes valores concordantes com os encontrados por outros estudos conduzidos em solos argilosos cultivados no Brasil (KASCHUK et al., 2010; SILVANO, 2011; BALOTA et al., 2012).

O decréscimo no CBM em virtude da aplicação de altas doses de LIG observado neste trabalho diverge do encontrado pela grande maioria dos estudos com aplicação de outras águas residuárias, que relatam incrementos na biomassa microbiana do solo devido ao aporte de material orgânico facilmente degradável e outros nutrientes, além da adição direta de microrganismos (SILVANO, 2011; ADROVER et al., 2012; BALOTA et al., 2012; COUTO et al., 2013; HIDRI et al., 2014). Contudo, declínios no CBM também já foram reportados em estudo com aplicação de água residuária doméstica (ZHANG et al., 2008) e lodo de esgoto (BUENO et al., 2011), sendo atribuídos às condições de estresse por metais pesados.

O qCO_2 apresentou resposta significativa apenas para a maior dose de LIG aplicada (600 m³ ha⁻¹), onde houve aumento desse qCO_2 (Tabela 4). O qCO_2 é um índice microbiano que expressa a taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana e indica a eficiência da biomassa microbiana em imobilizar o carbono disponível para biossíntese (SPARLING, 1992; ANDERSON; DOMSCH, 1993). Considera-se uma biomassa mais eficiente aquela que perde menos carbono na forma de CO₂ com a respiração e incorpora mais carbono nos tecidos microbianos, ou seja, condições de qCO_2 mais baixo (ANDERSON; DOMSCH, 1993; GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Ao contrário, aumentos no qCO_2 pode ser o primeiro sinal de estresse na comunidade microbiana (ANDERSON; DOMSCH, 1993). Portanto, houve redução da eficiência metabólica da biomassa microbiana do solo na dose de 600 m³ ha⁻¹ de LIG, confirmando a ocorrência de estresse da microbiota nessas condições,

ocasionado pelo aumento do teor de Na^+ (Tabela 4). Isso tem implicações importantes para a sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas porque, quanto mais carbono é perdido do solo, menos carbono é estocado na matéria orgânica do solo (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008; BALOTA et al., 2012).

Reduções na eficiência metabólica da microbiota do solo, representadas por aumentos no $q\text{CO}_2$, também foram apontadas no estudo de Zhang et al. (2008), com aplicação de água residuária doméstica. Outros resíduos orgânicos, quando aplicados em altas taxas, causaram estresse na microbiota, como é o caso do lodo de curtume (SANTOS et al., 2011a), lodo de esgoto (FLIEßBACH et al., 1994; BUENO et al., 2011), e dejetos suíno (QUADRO et al., 2011), todos por influência de metais pesados.

Os atributos microbiológicos RMS e CBM:COT, não apresentaram alterações significativas diante da aplicação de LIG (Tabela 4). A RMS variou de 0,63 a 0,52 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$, entre os tratamentos, valores estes semelhantes aos encontrados por Nakatani et al. (2011) e Silvano (2011) em solos argilosos. O CBM:COT, por sua vez, apresentou um valor médio de 2,3 %. De acordo com Jenkinson e Ladd (1981), a biomassa microbiana representa, em média, de 1 a 5% do carbono orgânico do solo.

3.2 Atributos químicos do solo

Os Atributos químicos do solo em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG) estão representados na Tabela 5.

Tabela 5. Atributos químicos do solo em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina (LIG).

Doses de LIG ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	pH (CaCl_2)	V	CTC	H^+ Al	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	P	N	COT
		%	cmol _c dm ⁻³			mg dm ⁻³			g kg ⁻¹	g dm ⁻³	
0	5,6	69,81	13,88	4,12	6,36	2,43	0,59	0,37	2,92	2,05	19,66
150	5,6	69,70	14,47	4,29	6,67	2,42	0,53	0,57*	3,65	2,14	21,11
300	5,6	70,33	14,91	4,29	6,92	2,50	0,48*	0,72*	4,21	2,23	18,59
450	5,6	70,88	15,19	4,30	7,10	2,47	0,45*	0,87*	3,86	2,14	21,40
600	5,6	69,37	14,22	4,20	6,48	2,25	0,42*	0,88*	3,45	2,06	19,08

* Diferenças estatisticamente significativas a 5 % pelo teste de Dunnett na comparação com o tratamento testemunha, sem aplicação de LIG (dose de 0 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

Os teores de Na^+ aumentaram desde a menor dose ($150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) de LIG aplicada, quando comparado a dose testemunha (Tabela 5), refletindo a composição do LIG. Altos teores de sódio são geralmente encontrados nas águas residuárias das indústrias de gelatina que utilizam raspas e aparas de couro como matéria prima (TANIGUCHI, 2010), como é o caso do LIG utilizado neste estudo, que apresentou 578 mg L^{-1} de Na. Nas maiores doses, o incremento nos teores desse elemento superou 100%, em relação à dose testemunha, atingindo concentração de $0,88 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ com a aplicação de $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de LIG. Entretanto, mesmo nessas doses com maior incremento de Na^+ , não foi encontrado indícios de sodicidade do solo, já que os valores de percentual de sódio trocável (PST) permaneceram abaixo do limite de 15% (Tabela 6), conforme classificação proposta por Richards (1954).

Tabela 6. Percentual de sódio trocável (PST) do solo em função das diferentes doses de aplicação de lodo de indústria de gelatina (LIG).

Dose de LIG ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$)	PST (%)
0	2,68
150	3,91
300	4,84
450	5,71
600	6,22

Efeito contrário ao do Na^+ ocorreu com os teores de K^+ , que diminuíram nas três maiores doses, quando comparadas à testemunha (Tabela 5). Percebe-se que essa redução nos teores de K pode estar associada ao aumento da concentração de Na^+ (Tabela 5), que pode ter provocado a dessorção de K^+ do complexo de troca do solo.

Os demais atributos químicos avaliados não apresentaram efeitos significativos (Tabela 5).

A ausência de variação do COT e N (N-total), 60 dias após a aplicação dos tratamentos (Tabela 5), pode ser explicada pela rápida mineralização do material orgânico adicionado via LIG. Taniguchi (2010) avaliou a mineralização do carbono e nitrogênio orgânico do LIG, e concluiu que estes elementos foram rapidamente mineralizados no solo, com tempo médio de meia-vida de 8,1 e 7,8 dias, respectivamente. Com relação ao N, elemento encontrado em alta concentração no LIG utilizado ($532,9 \text{ mg L}^{-1}$, Tabela 3), também deve-se considerar os processos de perdas de nitrogênio por volatilização (NH_3) e desnitrificação. De acordo com Paul e Clark (1996), as perdas globais de N no solo por

volatilização e desnitrificação representam, juntas, 63 % do total de perdas. Além disso, a aplicação do LIG em superfície, sem incorporação, também pode ter acelerado os processos de perda de N-total por volatilização. Em um trabalho realizado por Martinez et al (2010) com aplicação em superfície de lodo de curtume em solo agrícola, a quantidade de N-NH₃ volatilizada foi mais intensa durante os primeiros 30 dias, sendo que o tempo médio para atingir a metade do máximo de volatilização de N-NH₃ foi de 11 dias. Segundo os autores, a perda total de amônia em todo o período correspondeu em média a 17,5 % do total do N aplicado e 35% do N-NH₄⁺ presente no lodo.

O fato de não ter ocorrido efeito da aplicação de LIG sobre o COT evidencia que não houve efeito *priming* no solo, fenômeno que pode ocorrer quando resíduos orgânicos de baixa relação C/N aplicados ao solo estimulam a microbiota edáfica à mineralizar COT nativo (Kuzyakov et al., 2000). No entanto, efeito *priming* no solo já foi relatado por Taniguchi, (2010) ao aplicar lodo de indústria de gelatina, e em estudos com outros resíduos orgânicos como dejetos líquidos suíno (Plaza et al., 2004), lodo de curtume (Martines et al., 2006) e lodo de esgoto (Soriano-Disla et al., 2010).

Cabe salientar que os atributos microbiológicos do solo geralmente respondem primeiro que o COT (Babujia et al., 2010; Kaschuk et al., 2010), e como houve redução do CBM no presente estudo (mesmo após 60 dias da aplicação de LIG), presume-se que aplicações sucessivas de LIG em altas doses podem reduzir o COT nativo do solo e consequentemente alterar a matéria orgânica do solo, afetando a fertilidade e a qualidade do solo, demandando de conhecimento dos efeitos sob essas condições.

3.3 Relação dos atributos microbiológicos com os atributos químicos do solo

Verificou-se uma correlação simples negativa e significativa de $r = -0,67$ ($P < 0,05$) entre o CBM e os teores de Na⁺ (Tabela 7). Este resultado indica que o aumento do teor de Na ocorrido nos tratamentos com doses crescentes de LIG afetou negativamente a biomassa microbiana do solo. Segundo Rietz e Haynes (2003), excesso de sais no solo, como o Na⁺, podem aumentar a salinidade e sodicidade, levando à deterioração das propriedades físicas do solo, afetando negativamente os microrganismos, além da interferência direta nos processos de osmorregulação microbiana. Estudos anteriores têm demonstrado redução na produção do

CO₂, na atividade enzimática e na biomassa microbiana em solos que apresentam aumento de salinidade (Rietz & Haynes, 2003; Finocchiaro & Kremer, 2010).

Tabela 7. Matriz de correlação simples entre o carbono da biomassa microbiana e os teores de K⁺ e Na⁺ do solo sob aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina

	CBM	K ⁺	Na ⁺
CBM	1,00		
K ⁺	0,70*	1,00	
Na ⁺	-0,67*	-0,79*	1,00

CBM: carbono da biomassa microbiana do solo; *: Significativo ao nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

Também foi observada correlação simples positiva e significativa de $r = 0,70$ ($P < 0,05$) entre o CBM e os teores de K⁺ (Tabela 7), evidenciando que ambas as variáveis foram prejudicadas pela aplicação de altas doses de LIG, devido à adição de Na⁺ via lodo.

3.4 Produção de matéria seca das plantas de milho

Os resultados de produção de matéria seca (parte aérea) das plantas de milho demonstraram o efeito benéfico da aplicação de LIG até a dose de 600 m³ ha⁻¹ no solo estudado. Houve aumento da produção de matéria seca em função da dose de LIG, ajustando-se por regressão à função polinomial de primeiro grau (Figura 2), devido ao fornecimento de nutrientes para as plantas. As médias da produção de matéria seca das plantas de milho variaram de 160,10 a 188,17 g coluna⁻¹ nas doses de 0 e 600 m³ ha⁻¹, respectivamente (Figura 2). Resultados semelhantes foram observados por Taniguchi (2010), que também encontrou efeito positivo da aplicação de LIG sobre a produção de matéria seca de milho.

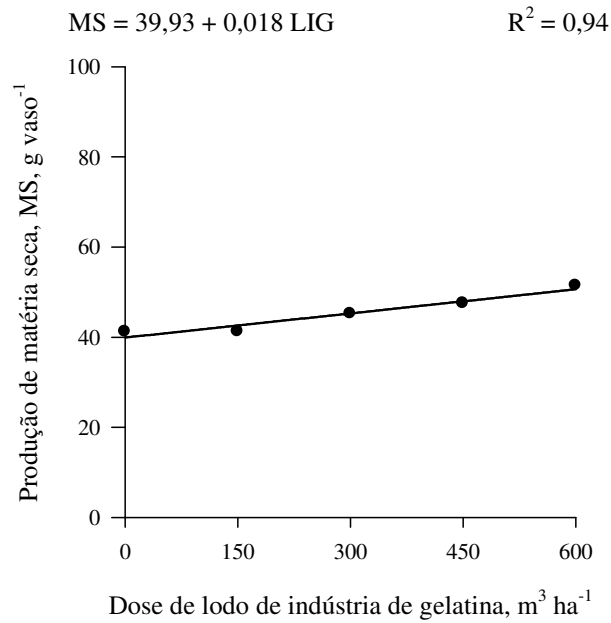


Figura 1. Produção de matéria seca das plantas de milho em função da aplicação de doses crescentes de lodo de indústria de gelatina, no experimento em vasos.

Esse resultado demonstra que a aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de LIG não causou efeito prejudicial para as plantas de milho, pois houve uma resposta positiva da produção de matéria seca nos tratamentos com aplicação da água residuária, quando comparados ao tratamento testemunha (sem aplicação de LIG).

4 CONCLUSÕES

1. Os resultados deste trabalho, nas condições estudadas, mostraram que uma única aplicação de até 600 m³ ha⁻¹ de lodo de indústria de gelatina (LIG) no solo estudado (Nitossolo Vermelho Distroférico de textura muito argilosa) reduziu a eficiência metabólica da microbiota edáfica nas maiores doses de LIG, como consequência de estresse microbiano decorrido do aumento de Na⁺ no solo.

2. Uma única aplicação de LIG reduziu o carbono da biomassa microbiana, mas não ocasionou efeito *priming* no solo.

3. Foi observada correlação negativa entre o carbono da biomassa microbiana e o Na⁺ do solo, indicando o efeito negativo do Na⁺ sobre a biomassa microbiana.

4. Nas plantas de milho, não foram observados efeitos negativos.

5 REFERÊNCIAS

- ADROVER, M.; FARRÚS, E.; MOYÀ, G.; VADELL, J. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. **Journal of Environmental Management**, v. 95, p. 188-192, 2012.
- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.
- APHA - American Public Health Association, AWWA -American Water Works Association, WEF- Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20.ed. Washington, American Public Health Association, 1998. 1193 p.
- BABUJIA, L. C.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BROOKES, P. C. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 2174-2181, 2010.
- BALOTA, E.L.; MACHINESKI, O.; MATOS, M.A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 487-495, 2012.
- BUENO, J.R.P.B; BERTON, R.S.; SILVEIRA, A.P.D.; CHIBA, M.K.; ANDRADE, C.A.; MARIA, I.C. Chemical and microbiological attributes of an Oxisol treated with successive applications of Sewage sludge. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1461-1470, 2011.
- COUTO, R. R.; GIACOMINI, S.J.; SOARES, C. R. F. S.; BELLI FILHO, P.; BENEDET, L. ; MORAIS, M. P. ; BRUNETTO, G. ; Beber, C. L. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 774-782, 2013.
- DUARTE, A.S.; ROLIM, M.M; SILVA, E.F.F.; PEDROSA, E.M.R., ALBUQUERQUE, F.S. Alterações dos atributos físicos e químicos de um Neossolo após aplicação de doses de manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 9, p. 938-946, 2013.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro, EMBRAPA, 1997.
- FINOCCHIARO, R.G.; KREMER, R.J. Effect of municipal wastewater as a wetland water source on soil microbial activity. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, p. 1974-1985, 2010.
- FLIEßBACH, A.; MARTENS, R.; REBER, H. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, p. 1201-1205, 1994.

FONSECA, A.F. **Viabilidade agrônômico-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. Piracicaba, USP/ESALQ, 2005. 174 p. (Tese de Doutorado).

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

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. E CAMARGO, F.A.O, eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. 654 p.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGIANNI, F.; MATIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 267-280, 2006.

GUIMARÃES, R.C.M; CRUZ, M.C.P; FERREIRA, M.E.; TANIGUCHI, C.A.K. Chemical properties of soils treated with biological sludge from gelatin industry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 653-660, 2012.

HIDRI, Y.; FOURTI, O.; ETURKI, S.; JEDIDI, N.; CHAREF, A.; HASSEN, A. Effects of 15-year application of municipal wastewater on microbial biomass, fecal pollution indicators, and heavy metals in a Tunisian calcareous soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 155-163, 2014.

HORWATH, W.R.; PAUL, E.A.; HARRIS, D.; NORTON, J.; JAGGER, L.; HORTON, K.A. Defining a realistic control for the chloroform fumigation-incubation method using microscopic counting and ¹⁴C-substrates. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 76, p. 459-467, 1996.

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

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method of measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, p. 209-213, 1976.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD J.N. eds. **Soil biochemistry**. Marcel Dekker, 1981. p. 415-471.

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

KIBBLEWHITE, M. G.; RITZ, K.; SWIFT, M. J. Soil health in agricultural systems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, v. 363, p. 685-701, 2008.

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

LEAL, R. M. P.; HERPIN, U.; FONSECA, A. F.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J. Sodicity and Salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with Sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 96, p. 307-316, 2009.

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

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

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

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

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. California, Academic Press, 1996. 340 p.

PLAZA, C.; HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 1577-1585, 2004.

QUADRO, M.S.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; VIVIAN, G. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, p. 85-93, 2011.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. (Agriculture handbook, 60). Washington, United States Salinity Laboratory Staff, 1954.

RIETZ, D.N.; HAYNES, R.J. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 845-854. , 2003.

SALVESTRO, A.C.; FREITAS, P.S.L.; REZENDE, R.; DALLACORT, R.; VIEIRA, C.V. Permanent wilting point of bean cultivated in dystic nitosols and rhodic ferralsols. **International Journal of Food, Agriculture and Environment**, v. 10, p. 462-466, 2012.

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

SANTOS, K.C.F.; SILVA, M.S.L.; SILVA, L.E.; MIRANDA, M.A.; FREIRE, M.B.G.S. Atividade biológica em solo salino sódico saturado por água sob cultivo de *Atriplex nummularia*. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, p. 619-627, 2011b.

SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P.R.; MOREIRA, D.A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 1094-1100, 2010.

SILVANO, C. **Atributos biológicos em solos sob plantio direto com aplicação de dejetos líquidos bovinos**. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2011. 61 p. (Dissertação de Mestrado)

SORIANO-DISLA, J. M.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; GÓMEZ, I. Contribution of a sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. **Environmental Earth Sciences**, v. 61, p. 1613-1619, 2010.

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

TANIGUCHI, C.A.K. **Mineralização do lodo biológico de indústria de gelatina, atributos químicos de solo e uso fertilizante para produção de milho**. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 2010. 109 p. (Tese de Doutorado)

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p. 1994.

TORRI, S. I. ; CORRÊA, R. S. ; RENELLA, G. Soil carbon sequestration resulting from biosolids application. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2014, p. 1-9, 2014.

YUAN, B.C.; LI, Z.Z.; LIU, H.; GAO, M.; ZHANG, Y.Y. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. **Applied Soil Ecology**, v. 35, n. 2, p. 319-328, 2007.

ZHANG, Y.; ZHANG, H. W.; SU, Z. C.; ZHANG, C. G. Soil microbial characteristics under long-term heavy metal stress: a case study in Zhangshi Wastewater Irrigation Area, Shenyang. **Pedosphere**, v. 18, p. 1-10, 2008.