

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**APLICAÇÃO ANUAL DE LODO DE ESGOTO POR VINTE E
TRÊS ANOS EM DOIS LATOSSOLOS EM REGIÃO
TROPICAL E O COMPORTAMENTO DA MATÉRIA
ORGÂNICA, DA CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA E
DO FÓSFORO**

Antonio Márcio Souza Rocha
Engenheiro Agrônomo

2020

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**APLICAÇÃO ANUAL DE LODO DE ESGOTO POR VINTE E
TRÊS ANOS EM DOIS LATOSSOLOS EM REGIÃO
TROPICAL E O COMPORTAMENTO DA MATÉRIA
ORGÂNICA, DA CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA E
DO FÓSFORO**

Antonio Márcio Souza Rocha

Orientador: Prof. Dr. Wanderley José de Melo

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal).

R672a

Rocha, Antonio Márcio Souza

Aplicação anual de lodo de esgoto por vinte e três anos em dois Latossolos em região tropical e o comportamento da matéria orgânica, da capacidade de troca catiônica e do fósforo / Antonio Márcio Souza Rocha. -- Jaboticabal, 2020
67 p. : il., tabs.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientador: Wanderley José de Melo

1. Biossólidos. 2. Experimento de longo prazo. 3. Fertilidade do solo. 4. Resíduo orgânico. 5. Sustentabilidade na agricultura. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: APLICAÇÃO ANUAL DE LODO DE ESGOTO POR VINTE E TRÊS ANOS EM DOIS LATOSSOLOS EM REGIÃO TROPICAL E O COMPORTAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA, DA CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA E DO FÓSFORO

AUTOR: ANTONIO MÁRCIO SOUZA ROCHA

ORIENTADOR: WANDERLEY JOSÉ DE MELO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. WANDERLEY JOSÉ DE MELO
Departamento de Tecnologia / FCAV/UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. RENATO DE MELLO PRADO (VIDEOCONFERÊNCIA)
Departamento de Solos e Adubos / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. CÁSSIO HAMILTON ABREU JUNIOR (VIDEOCONFERÊNCIA)
Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas / Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA/USP

Profa. Dra. LUCIANA MARIA SARAN (VIDEOCONFERÊNCIA)
Departamento de Tecnologia / FCAV / UNESP - Jaboticabal

Prof. Dr. LUCAS BUSSCOV BRAOS (VIDEOCONFERÊNCIA)
IFSULDEMINAS - Machado/MG

Jaboticabal, 10 de agosto de 2020

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

ANTONIO MÁRCIO SOUZA ROCHA, nascido em Junqueiro – AL, no dia 9 de abril de 1989, possui graduação de Engenharia Agrônoma Pela Universidade Federal de Alagoas – UFAL (2015) onde foi bolsista de iniciação científica pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ/UFAL), realizou monitorias nas disciplinas de Hidrologia geral e Hidráulica aplicada a irrigação, recebeu três prêmios em apresentação e trabalhos de iniciação científica (2013), realizou estágio na Secretaria Municipal de Agricultura de Arapiraca - AL (2015). Em março de 2015 iniciou o curso de mestrado pelo Programa de Ciência do Solo na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Câmpus de Jaboticabal. Foi bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes, sob orientação do Prof. Dr. Wanderley José de Melo. Em agosto de 2016 ingressou no curso de doutorado no programa de pós-graduação em Agronomia (Produção Vegetal), na mesma instituição de ensino e com mesmo orientador. Onde foi bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes. Neste período, realizou estágios em docência nas disciplinas de Química Geral e Química Orgânica ministradas no curso de ciências biológicas da UNESP/FCAV, sob supervisão da Professora Dr^a Luciana Maria Saran. Participou como membro avaliador de defesa de trabalhos de conclusão de curso. Atualmente, é membro do grupo de estudo sobre resíduos na agricultura (GERA), sob coordenação do Professor Dr. Wanderley José de Melo. É co-autor de artigos científicos publicados em revistas nacionais e internacionais de alto impacto, e de trabalhos completos publicados em anais de congresso. É revisor do periódico Journal of Soil Science and Plant Nutrition da editora Springer.

Nada te perturbe,
Nada te espante
Tudo passa, Deus não muda,
A paciência tudo alcança;
Quem a Deus tem, Nada lhe
falta:
Só Deus basta!

(Santa Tereza D'ávila)

A todos os Professores que contribuíram diretamente
com minha formação.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e eterno ensinamento.

Aos meus pais, Antonio Rocha e Luzinete Rocha, pelo amor, por acreditarem em minha capacidade, por todo incentivo incondicional que a mim foi dado e pela motivação. As minhas irmãs: Luciana, Juliana, Juliete, Joelma, Giselda e Giselma; aos meus sobrinhos: Antonio, Arthur, Clara, Vinicius e Amanda; e a minha irmã de coração: Thayse Valéria por toda a paciência, confiança, apoio e carinho. Por estarem ao meu lado e me apoiarem na busca pelo meu sonho, mesmo distantes, sempre presentes e participativos. Obrigado por terem sido meu exemplo, motivo de orgulho e de motivação.

Agradeço a Gelza Carliane Marques Teixeira, minha noiva. A Gelza é uma pessoa incrível, inteligente, dedica, responsável e paciente. Seu companheirismo foi essencial para que eu conseguisse chegar na fase final do doutorado. Por inúmeras vezes necessitei de seus ensinamentos e conselhos e ela sempre disposta a contribuir com a construção da minha formação. Amo-te e peço a Deus que fortaleça nossa união!

À UNESP, Câmpus de Jaboticabal-SP, por fornecer toda à infraestrutura para o desenvolvimento desse trabalho. Em especial, a todos os funcionários da fazenda de ensino, pesquisa e extensão (FEPE).

Ao Prof. Dr. Wanderley José de Melo, pela oportunidade concedida, pela orientação, pelos ensinamentos e por sempre estar disposto a ajudar, fazendo sempre o seu melhor. Foi uma honra ser orientado por um dos maiores pesquisadores do Brasil.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Pela concessão da bolsa de estudos no Programa em Agronomia (produção vegetal).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

À Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP pelo incentivo inicial no projeto que originou essa tese.

Ao Professor Dr. Renato de Mello Prado por ter contribuído diretamente com a minha formação. Levarei do Prof. Renato seu exemplo de liderança – mesmo de longe

consegui observar o quão é eficiente seu sistema de gerenciamento de orientandos, vi colegas realizar à pesquisa e produzir trabalhos de alto nível em menos de um ano, vi também, que é possível retirar do discente menos empenhado o mínimo necessário para sua formação. Recebi dele a oportunidade para participar como avaliador de oito trabalhos de conclusão de curso, co-orientar dois alunos de graduação e participar dos encontros e trabalhos científicos de seu grupo de estudo, GENPLANT. Todas essas experiências foram essenciais na minha formação.

À Professora Dr^a Mara Cristina Pêsoa na Cruz pelos ensinamentos, conselhos e ajuda nas análises químicas e científicas dessa tese. Ela é um exemplo de pessoa, de professor e de pesquisador – sempre coerente com a ética no ensino e na pesquisa científica. Aprendi com ela que um professor consegue oferecer um ensino de excelente qualidade e ao mesmo tempo produzir conhecimento científico nos padrões internacionais.

À Professora Dr^a Luciana Saran pela a oportunidade e os valiosos ensinamentos durante os dois estágios em docências que fiz nas suas disciplinas.

Aos membros da banca avaliadora pelas relevantes considerações apresentadas.

A todas as amigadas que conquistei durante este período de Unesp, em especial a Thaís Morais, Leonardo Correia, Joel Cabral, Leandra Barrozo, Laurinha Cabral, Miquéias Gomes, Clebson Lúcio, Elienai Ferreira, Denise Delarica, Roberta Souto, Adailza Cavalcante, Antonio Michael, Diego Sodrê, Livia Carvalho, Dalila Lopes, Mariana Soares e Lucas Farias.

A todos que direta ou indiretamente me ajudaram e fizeram parte deste trabalho, muito obrigado.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 Uso do lodo de esgoto na agricultura.....	2
2.2 Manejo do lodo de esgoto na agricultura	5
2.3. Matéria orgânica (MO)	5
2.3.1 Importância da MO para a fertilidade do solo	5
2.3.2 Lodo de esgoto como agente condicionador de MO	6
2.4 Capacidade de troca catiônica (CTC)	8
2.4.1 Importância da CTC para a fertilidade do solo.....	8
2.4.2 Relação da CTC com a MO.....	9
2.5 Fósforo (P) disponível no solo.....	10
2.5.1 Importância do P nos sistemas de produção agrícola	10
2.5.2 Uso de lodo de esgoto como fonte de P disponível	11
2.5.3 Relação do P com a MO.....	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 Características das áreas experimentais	14
3.2 Tratamentos e delineamento experimental	14
3.3 Histórico da área experimental.....	16
3.4 Amostragens de solo e análises químicas	17
3.5 Análise estatística	18
4. RESULTADOS	20
4.1 Teor de matéria orgânica (MO)	20
4.2 Capacidade de troca catiônica (CTC)	24
4.3 Teor de fósforo (P) disponível.....	28
4.4 Interação da matéria orgânica (MO) com o fósforo (P) disponível e a capacidade de troca catiônica (CTC).....	32
5. DISCUSSÃO	33
5.1 Matéria orgânica (MO)	33
5.2 Capacidade de troca catiônica (CTC)	38

5.3 Teor de fósforo (P) disponível	38
6. CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS.....	42

APLICAÇÃO ANUAL DE LODO DE ESGOTO POR VINTE E TRÊS ANOS EM DOIS LATOSSOLOS EM REGIÃO TROPICAL E O COMPORTAMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA, DA CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA E DO FÓSFORO

RESUMO – O uso de lodo de esgoto (LE) na agricultura promove benefícios porque pode aumentar a matéria orgânica (MO), a capacidade de troca catiônica (CTC) e o teor de fósforo (P) do solo. No entanto, em solos de clima tropical as taxas de LE devem ser criteriosamente definidas devido à rápida degradação dos resíduos orgânicos. O objetivo deste trabalho foi avaliar se aplicações anuais de doses de lodo de esgoto por longo prazo modificam os teores de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e de fósforo disponível de dois Latossolos com diferentes atributos físicos, químicos e biológicos e ocorrendo em condições de clima tropical. Foi avaliado os teores de MO, CTC e P em Latossolo Vermelho distrófico - LVd e Latossolo Vermelho eutroférico - LVef durante 23 anos de aplicações anuais de LE nas doses: 0, 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹. A aplicação de lodo de esgoto por longo período de tempo aumentou progressivamente o teor de matéria orgânica em solo de baixa fertilidade natural (LVd) em todas as doses avaliadas ao longo dos anos. No solo de média fertilidade (LVef), o aumento de MO ocorreu nas doses 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹, com maior incremento na dose de 20 Mg ha⁻¹. Aumento na CTC foi proporcional aos ganhos de MO para ambos os solos. Apenas as doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹ proporcionaram aumento de P disponível ao longo dos anos para ambos os solos, com destaque para a dose de 20 no LVef. Desta forma, a resposta da matéria orgânica, da capacidade de troca catiônica e do P-disponível no solo à aplicação de doses anuais de lodo de esgoto por longo período de tempo em condições de clima tropical, depende da dose aplicada e do tipo de solo. Sendo a dose de 10 Mg ha⁻¹ a recomendada para o LVd e a dose de 20 Mg ha⁻¹ para o LVef.

Palavras-chave: biossólidos, experimento de longo prazo, fertilidade do solo, resíduo orgânico, sustentabilidade na agricultura

ANNUAL APPLICATION OF SEWAGE SLUDGE FOR TWENTY-THREE YEARS IN TWO OXISOLS IN TROPICAL REGION AND THE BEHAVIOR OF ORGANIC MATTER, CAPACITY OF CATION EXCHANGE AND PHOSPHORUS

ABSTRACT – The use of sewage sludge (SS) in agriculture promotes benefits because it can increase the organic matter (SOM), the cation exchange capacity (CEC) and the phosphorus content (P) of the soil. However, in soils with a tropical climate, SS rates must be carefully defined due to the rapid degradation of organic waste. The objective of this work was to evaluate whether long-term annual applications of sewage sludge modify the levels of organic matter, cation exchange capacity and available phosphorus in two Oxisols with different physical, chemical and biological attributes and occurring in climatic conditions tropical. The levels of SOM, CEC and P in Dystrophic Red Latosol - LVd and Eutrophic Red Latosol - LVef were evaluated during 23 years of annual SS applications at doses: 0, 5, 10 and 20 Mg ha⁻¹. The application of sewage sludge for a long period of time progressively increased the content of organic matter in soil with low natural fertility (LVd) in all doses evaluated over the years. In medium fertility soil (LVef), the increase in SOM occurred at doses of 10 Mg ha⁻¹ and 20 Mg ha⁻¹, with a greater increase in the dose of 20 Mg ha⁻¹. The increase in CEC was proportional to the SOM gains for both soils. Only the doses of 10 Mg ha⁻¹ and 20 Mg ha⁻¹ provided an increase in available P over the years for both soils, with emphasis on the dose of 20 in LVef. Thus, the response of organic matter, cation exchange capacity and P-available in the soil to the application of annual doses of sewage sludge for a long period of time in tropical climate conditions, depends on the applied dose and the type of soil. The dose of 10 Mg ha⁻¹ being that recommended for LVd and the dose of 20 Mg ha⁻¹ for LVef.

Keywords: biosolids, long-term experiment, soil fertility, organic waste, sustainability in agriculture

Lista de Tabelas

Tabela 1	Características químicas de LVd e LVef antes da instalação do experimento em 1997, na profundidade de 0 – 0,2 m.....	14
Tabela 2	Adubação complementar com potássio fornecida aos tratamentos que receberam LE, em ambos os solos e no período de condução do experimento.....	16
Tabela 3	Culturas, origem e composição NPK do lodo de esgoto (LE) utilizado nos experimentos em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) durante 23 anos.....	17

Lista de Figuras

- Figura 1** Matéria orgânica (MO) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. As barras representam o erro padrão da média, n = 5. 20
- Figura 2** Matéria orgânica (MO) em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. ^{ns} = $p > 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, n = 5. 21
- Figura 3** Variação porcentual ($\Delta\%$) nos teores de matéria orgânica (MO) proporcionado pelas doses de 5 Mg ha⁻¹ (T5), 10 Mg ha⁻¹ (T10) e 20 Mg ha⁻¹ (T20) em relação ao tratamento controle (T0= 0 Mg ha⁻¹) ao longo de 23 anos de aplicação anual de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b). 22
- Figura 4** Análise hierárquica de cluster com os dados padronizados, mapa de calor com os valores absolutos e teste de comparação de médias para matéria orgânica (MO) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. T0 = 0 Mg ha⁻¹, T5 = 5 Mg ha⁻¹, T10 = 10 Mg ha⁻¹ e T20 = 20 Mg ha⁻¹. As cores representam a variação no teor de MO com valor crescente do azul ao vermelho. Letras minúsculas comparam médias dos tratamentos em cada ano de pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$ 23

- Figura 5** Capacidade de troca catiônica (CTC) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = p≤0,01. ns = p>0,05. As barras representam o erro padrão da média, n = 5. 24
- Figura 6** Capacidade de troca catiônica (CTC) em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = p≤0,01. ns = p>0,05. As barras representam o erro padrão da média, n = 5. 25
- Figura 7** Variação porcentual (Δ%) na capacidade de troca catiônica (CTC) proporcionado pelas doses de 5 Mg ha⁻¹ (T5), 10 Mg ha⁻¹ (T10) e 20 Mg ha⁻¹ (T20) em relação ao tratamento controle (T0= 0 Mg ha⁻¹) ao longo de 23 anos de aplicação anual de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b). 26
- Figura 8** Análise hierárquica de cluster com os dados padronizados, mapa de calor com os valores absolutos e teste de comparação de médias para capacidade de troca catiônica (CTC) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. T0 = 0 Mg ha⁻¹, T5 = 5 Mg ha⁻¹, T10 = 10 Mg ha⁻¹ e T20 = 20 Mg ha⁻¹. As cores representam a variação no teor de CTC com valor crescente do azul ao vermelho. Letras minúsculas comparam médias dos tratamentos em cada ano de pelo teste de Tukey p≤0,05. 27
- Figura 9** Fósforo (P) disponível em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = p≤0,01. ns = p>0,05. As barras representam o erro padrão da média, n = 5. 28

- Figura 10** Fósforo (P) disponível em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. ^{ns} = $p > 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, n = 5. 29
- Figura 11** Variação porcentual ($\Delta\%$) nos teores de fósforo (P) disponível proporcionado pelas doses de 5 Mg ha⁻¹ (T5), 10 Mg ha⁻¹ (T10) e 20 Mg ha⁻¹ (T20) em relação ao tratamento controle (T0= 0 Mg ha⁻¹) ao longo de 23 anos de aplicação anual de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b). 30
- Figura 12** Análise hierárquica de cluster com os dados padronizados, mapa de calor com os valores absolutos e teste de comparação de médias para o teor de fósforo (P) disponível em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. T0 = 0 Mg ha⁻¹, T5 = 5 Mg ha⁻¹, T10 = 10 Mg ha⁻¹ e T20 = 20 Mg ha⁻¹. As cores representam a variação no teor de P com valor crescente do azul ao vermelho. Letras minúsculas comparam médias dos tratamentos em cada ano de pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$ 31
- Figura 13** Análise de correlação entre os teores de matéria orgânica (MO) e fósforo (P) disponível para 0 Mg ha⁻¹ (a), 5 Mg ha⁻¹ (b), 10 Mg ha⁻¹ (c) e 20 Mg ha⁻¹ (d); e entre MO e capacidade de troca catiônica (CTC) para 0 Mg ha⁻¹ (e), 5 Mg ha⁻¹ (f), 10 Mg ha⁻¹ (g) e 20 Mg ha⁻¹ (h) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. r = coeficiente de correlação de Pearson, e p = p-value. 32

Figura 14 Análise de correlação entre os teores de matéria orgânica (MO) e fósforo (P) disponível para 0 Mg ha⁻¹ (a), 5 Mg ha⁻¹ (b), 10 Mg ha⁻¹ (c) e 20 Mg ha⁻¹ (d); e entre MO e capacidade de troca catiônica (CTC) para 0 Mg ha⁻¹ (e), 5 Mg ha⁻¹ (f), 10 Mg ha⁻¹ (g) e 20 Mg ha⁻¹ (h) em Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. r = coeficiente de correlação de Pearson, e p = p-value..... 33

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial resulta na geração de enormes quantidades de diversos resíduos sólidos, pois com a industrialização acelerada e o desenvolvimento urbano, tem ocorrido o uso imprudente de recursos naturais e a consequente produção de resíduos sólidos complexos, como o lodo de esgoto (LE), os quais exigem critérios para descarte. O descarte do LE deve ser cuidadosamente planejado para minimizar os problemas ambientais. Uma das estratégias mais promissoras de reciclagem é o uso na agricultura, uma vez que é um resíduo rico em material orgânico e em nutrientes das plantas.

A aplicação de LE no solo tem sido praticada em vista de seu potencial para interferir em importantes atributos, como a matéria orgânica (MO), a capacidade de troca catiônica (CTC) e os teores de fósforo (P). A MO é uma propriedade importante do solo, pois sustenta características físicas, químicas e biológicas que dão qualidade (Urrea et al., 2019), a citar a CTC que, em solos de regiões de clima tropical, é formada predominantemente por cargas advindas de ácidos orgânicos da MO (Soares e Alleoni, 2008).

Em solos de regiões de clima tropical, as cargas são variáveis e fortemente influenciadas pela MO (Alleoni et al., 2009; Brady e Weil, 2013a). Nesses solos, as interações do P são complexas devido à grande concentração de óxidos de ferro (Alleoni et al., 2012; Reis et al., 2014), proporcionando baixa eficiência no uso de P, sendo o nutriente que as plantas mais respondem à adubação nos solos do Brasil. Soma-se a isso o fato de que, em altas temperaturas e condições de umidade, as taxas de decomposição dos resíduos são acentuadas, dificultando o acúmulo de MO.

No entanto, o LE também é caracterizado pela possível presença de contaminantes ambientais, sendo uma preocupação global para sua aplicação no solo. Assim, os efeitos da aplicação desse resíduo orgânico variam com a taxa (Wang et al., 2008), com os anos de aplicação (Florentino et al., 2019) e com os níveis de fertilidade natural dos solos (Alleoni et al., 2012), sendo necessária a realização de estudos sobre o efeito de aplicações por longos períodos nos atributos do solo.

Desta forma, estudos de longo prazo com taxas anuais de aplicação de LE, em solos com diferentes níveis de fertilidade e em condições de clima tropical, são importantes, pois contribuem para a destinação ambientalmente correta do LE, permitindo retirar do mesmo todos os seus atributos úteis, sem afetar de modo negativo a qualidade do ambiente.

Para se avaliar o potencial agrícola do LE, foi constituída a hipótese científica: Aplicações anuais por vinte e três anos de LE, em Latossolos com diferentes características, causarão alterações nos teores de matéria orgânica, na capacidade de troca de cátions e no fósforo disponível.

O objetivo com este trabalho foi avaliar se aplicações anuais de doses de lodo de esgoto por longo prazo modificam os teores de matéria orgânica, da capacidade de troca catiônica e de fósforo disponível de dois Latossolos com características biológicas, físicas e químicas diferentes.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Lodo de esgoto e seu potencial para uso na agricultura

A população mundial tem crescido exponencialmente e espera-se que ultrapasse $9,7 \times 10^9$ de pessoas até 2050 (ONU, 2019). A crescente população global tem resultado na geração de enormes quantidades de diversos resíduos orgânicos, pois com a industrialização acelerada e o desenvolvimento urbano, tem ocorrido um uso imprudente de recursos naturais e uma conseqüente produção de resíduos sólidos complexos (Urria et al., 2019). Estima-se que a produção de resíduos urbanos e industriais, no ano de 2050, seja de $3,40 \times 10^9$ Mg (Kaza et al., 2018).

Dentre os resíduos gerados nos centros urbanos, tem-se o esgoto. Por esgoto, entende-se toda água residuária produzida nas atividades domésticas, que é lançada nos sistemas de captação de esgoto e direcionada para estações de tratamento de esgotos (ETEs) ou lançada diretamente nos mananciais hídricos superficiais (Melo et al., 2001).

Nas ETEs, essa mistura aquosa é submetida a processos de tratamento para diminuir os riscos de contaminação, sendo os resíduos sólidos resultantes, chamados

de lodo de esgoto (LE) (Karunanithi et al., 2015). O lodo doméstico é tipicamente composto de matéria fecal, resíduos de alimentos, resíduos de cuidados pessoais, águas cinzas e produtos farmacêuticos (Cordell et al., 2009).

Assim, o LE é caracterizado como um resíduo orgânico semissólido típico, composto principalmente dos resíduos produzidos após o tratamento de esgoto. Semelhantemente a outros resíduos orgânicos, o LE contém altas concentrações de C-orgânico e nutrientes de plantas, incluindo, principalmente, nitrogênio (N) e fósforo (P) (Sharma et al., 2017).

Desta forma, o gerenciamento do LE exige um processo rigoroso envolvendo diminuição de volume, reutilização, reciclagem e descarte seguro, sendo esta última uma das principais preocupações ambientais em todo o mundo. As formas de destinação experimentadas incluem uso na agricultura, despejo no mar, aterro e incineração (Kacprzak et al., 2017; Kominko et al., 2017). No Brasil, esses resíduos orgânicos são descartados em aterros sanitários, por ser um método mais prático (Singh e Agrawal, 2008). No entanto, o descarte em aterros apresenta várias desvantagens relacionadas à limitação de espaço físico, devido ao aumento da urbanização, bem como a aversão pública ao odor, à liberação de gases de efeito estufa, ao vazamento de contaminantes nas águas subterrâneas e os custos econômicos (Zhou et al., 2014).

As buscas por alternativas sustentáveis de destinação desse resíduo têm crescido, pois o descarte deve ser cuidadosamente planejado para minimizar os problemas ambientais. O LE pode apresentar altas concentrações de substâncias perigosas, como elementos-traço potencialmente tóxicos: arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), chumbo (Pb), selênio (Se) e zinco (Zn) (Abreu-Junior et al., 2019; Nogueira et al., 2010; Vause et al., 2018), resíduos de agrotóxicos, patógenos (protozoários, bactérias e vírus), além de ser um componente potencial para a emissão de gases de efeito estufa (CO₂, CH₄ e N₂O) (Haynes et al., 2009; Urra et al., 2019).

Uma das estratégias mais promissoras de reciclagem é o uso na agricultura (Alleoni et al., 2012; Sharma et al., 2017). O uso agrícola do LE ganha destaque nas condições brasileiras, uma vez que os solos tropicais são frequentemente caracterizados por baixa fertilidade e baixas concentrações naturais de MO (Tiritan et

al., 2016). Seu uso na agricultura permitiria a recuperação de nutrientes e a melhoria da qualidade do solo (Hamdi et al., 2019), além de diminuir custos com fertilizantes minerais (Karunanithi et al., 2015), fornecendo quantidades substanciais de nutrientes às plantas.

No entanto, os atributos químicos do LE são bastante variáveis, dependendo do grau de urbanização em que a ETE está inserida (Machado et al., 2016) e da tecnologia de tratamento adotada, principalmente das condições redox e se a calagem é empregada (Sharma et al., 2017). No Brasil, geralmente é utilizado o tratamento biológico aeróbico ou anaeróbico para diminuir a biomassa do LE, combinado com a calagem para diminuir a disponibilidade de elementos-traço potencialmente tóxicos e para eliminar patógenos (Nascimento et al., 2020).

De modo geral, o alto teor de nutrientes do LE pode elevar a produção agrícola e a quantidade de resíduos vegetais deixados no campo após os cultivos agrícolas, contribuindo para o aumento da MO do solo (Diacono e Montemurro, 2010). A partir do aumento da MO no solo, o LE pode melhorar as características físicas, alterando a porosidade, a estabilidade do agregado e, assim, aumentar a capacidade de retenção de água no solo (Florentino et al., 2019; Antolín et al., 2005), tornando as condições mais propícias ao desenvolvimento de microrganismos que decompõem os resíduos orgânicos (Korboulewsky et al., 2002).

Por essas razões, existem diversos trabalhos que demonstram efeitos benéficos do uso agrícola do LE na fertilidade do solo. A aplicação de LE em solos agrícolas, a uma taxa de aplicação de 50 Mg ha⁻¹, fornece cerca de 100 e 53 kg de N e P, respectivamente, e aumenta a biomassa das plantas em 2 a 2,5 vezes (Bolan et al., 2013). Desse modo, o uso na agricultura vem tornando-se uma prática comum na disposição de resíduos nas últimas décadas.

O uso do LE a longo prazo na agricultura é uma alternativa promissora para o descarte sustentável desse resíduo e permite a obtenção de diversos benefícios para as propriedades do solo, resultando em aumento da produção agrícola (Diacono e Montemurro, 2010). No entanto, os estudos com aplicações anuais de LE a longo prazo, em solos de regiões de clima tropical, ainda são incipientes. Portanto, é essencial avaliar as modificações causadas pela aplicação através de doses de LE a longo prazo nas características da fertilidade do solo; em regiões de clima tropical.

2.2 Manejo do lodo de esgoto na agricultura

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 375/2006 (CONAMA, 2006), estabeleceu critérios e procedimentos para o uso direto de LE e seus subprodutos na agricultura, identificando-os como resíduos orgânicos. O Art. 7º da resolução dispõe sobre a caracterização do LE, incluindo os seguintes aspectos: potencial agronômico; substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas; indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos; e estabilidade.

Para a caracterização do potencial agronômico do LE, os parâmetros considerados são: os teores de carbono orgânico; fósforo total; nitrogênio determinado pelo método Kjeldahl; nitrogênio amoniacal; nitrogênio nitrato/nitrito; potássio total; sódio total; enxofre total; cálcio total; magnésio total; umidade; sólidos totais, e pH em água (1:10).

Na análise das substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas, devem ser consideradas as concentrações de arsênio; bário; cádmio; chumbo; cobre; cromo; mercúrio; molibdênio; níquel; selênio; e zinco. Para a análise quanto à presença de agentes patogênicos e de indicadores bacteriológicos, devem ser consideradas as concentrações de coliformes termotolerantes; ovos viáveis de helmintos; *Salmonella*; e vírus entéricos. Além disso, para fins de utilização agrícola, o LE é considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,70.

No entanto, a legislação atual brasileira baseia-se nos limites de poluentes presentes no LE estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), de acordo com o CRF-503.13/1993 (atualizado em 2010) (USEPA, 1996). Assim, a legislação nacional exige reavaliação à medida que dados de suporte são gerados nas condições edafoclimáticas do Brasil.

2.3. Matéria orgânica (MO)

2.3.1 Importância da MO para a fertilidade do solo

A matéria orgânica (MO) desempenha papel importante, a longo prazo, na conservação e na restauração no solo, melhorando sua fertilidade e a produção agrícola sustentável (Diacono e Montemurro, 2010). É considerada um importante indicador da qualidade do solo, pois abrange as principais reservas de nutrientes para

plantas e microrganismos (Singh e Agrawal, 2008), sendo uma propriedade que interfere em características físicas, químicas e biológicas (Urrea et al., 2019).

O conteúdo de MO é o resultado da adição de resíduos vegetais, animais e microbianos associados à taxa de decomposição por mineralização de ambos. Desta forma, a MO refere-se à soma de todas as substâncias orgânicas presente no solo, que provêm de resíduos em vários estágios de decomposição, substâncias sintetizadas através de reações químicas e microbianas; e da biomassa de microrganismos do solo e de outras faunas, juntamente com seus produtos metabólicos (Diacono e Montemurro, 2010).

A fração humificada é a principal fração da MO, caracterizada pela intensa decomposição e pela perda do reconhecimento dos resíduos constituintes, assumindo o aspecto de uma massa amorfa de coloração escura. Os produtos da humificação são as substâncias húmicas que, no solo, são marrom-escuras e totalmente decompostas. As substâncias húmicas, e principalmente os ácidos húmicos, são os componentes quimicamente mais ativos nos solos, com capacidade de troca catiônica muito superiores à das argilas (Diacono e Montemurro, 2010).

A MO é de grande importância para a melhoria dos atributos químicos do solo, sobretudo em solos de regiões de clima tropical e subtropical úmidas do Brasil, porque nesses solos a maior parte das cargas presentes são variáveis e fortemente influenciadas pela MO (Alleoni et al., 2009). Soma-se a isso o fato de que, em altas temperaturas e condições de umidade, as taxas de decomposição dos resíduos são acentuadas, dificultando o acúmulo de MO (Antolín et al., 2005).

Assim, fica evidente que as condições de clima tropical podem diminuir consideravelmente o conteúdo de MO do solo, sendo uma das causas mais importantes de degradação do solo nesses agroecossistemas (Castro et al., 2015). Nesse contexto, buscam-se formas alternativas para aumentar o conteúdo de MO em solos de região de clima tropical, entre as quais se insere o uso de LE.

2.3.2 Lodo de esgoto como agente condicionador de MO

A aplicação de LE no solo contribui para a formação de MO, que, por sua vez, exerce influência direta sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo.

As frações húmicas da MO reduzem a plasticidade, a coesão e a aderência de solos argilosos, tornando-os mais fáceis de serem manejados. A retenção de água pelo solo também é melhorada, pois a MO aumenta não apenas a taxa de infiltração da água, como também sua capacidade de retenção. Desta forma, a MO exerce importante função na retenção de água em solos arenosos. Além disso, o incremento de MO, proporcionado por aplicações de LE, pode melhorar a estabilidade dos agregados e a porosidade do solo (Srivastava et al., 2020), diminuindo as perdas por escoamento superficial (Shober e Sims, 2003).

A MO geralmente é responsável por 50 a 90% da capacidade de adsorção de cátions no horizonte mais superficial de solos minerais (Brady e Weil, 2013a). Da mesma forma que os colóides da fração argila, o húmus presente na MO retém os cátions na forma trocável, podendo, assim, ser disponibilizados para as plantas. Por intermédio de sua capacidade de troca catiônica e dos grupamentos funcionais ácido-base, a matéria orgânica também contribui para a manutenção do poder tampão, diminuindo as variações no pH do solo.

Considera-se que o LE é um agente condicionador de MO no solo porque também melhora as condições de sobrevivência da população microbiana e aumenta sua atividade biológica, com a síntese de substâncias húmicas estabilizadas (Melo et al., 2018). Isso ocorre porque, com a adição de grande conteúdo de C-orgânico a partir do LE, aumenta o fornecimento de substratos necessários para a proliferação de microrganismos, induzindo temporariamente maior grau de imobilização de nutrientes na comunidade microbiana do solo (Kominko et al., 2017).

Aumento nos teores de C-orgânico no solo, proporcionado pela melhoria na qualidade biológica, foi observado com a aplicação de LE, por 3 anos consecutivos, demonstrando que a adição de um resíduo orgânico favorece a atividade microbiana e o teor de MO em solos de clima temperado (Antolín et al., 2005). A aplicação de LE melhorou o conteúdo total de C-orgânico de maneira dependente da dose, sendo que a adição de $120 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ resultou na elevação de até 2,92% na camada de 0-20 cm em solo arenoso, após três anos de aplicação anual, em região de clima semiárido da Tunísia (Hamdi et al., 2019).

Desta forma, a aplicação de LE em solos de clima tropical aumenta as taxas de acumulação de C-orgânico, apresentando vantagens, principalmente porque elas

alteram as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Além dessas vantagens, o LE pode aumentar a disponibilidade de nutrientes, maior capacidade de retenção de cátions (Florentino et al., 2019; Antolín et al., 2005) e complexação de elementos-traço potencialmente tóxicos, que é o principal fator que limita o uso de LE no solo, sendo impostos limites legais (CONAMA, 2006).

A diminuição da biodisponibilidade de elementos-traço potencialmente tóxicos, em decorrência do aumento da MO no solo, ocorre porque as formas solúveis (ácido fúlvico) ou insolúveis (ácido húmico) convertem os elementos em frações menos solúveis, formando complexos metalo-orgânicos estáveis (Nogueira et al., 2010; Park et al., 2011). Dessa forma, quando as concentrações de MO são aumentadas pela adição de LE, os efeitos prejudiciais relacionados à contaminação por elementos potencialmente tóxicos são parcialmente neutralizados (Mohapatra et al., 2016).

Esse efeito também foi constatado após aplicação de LE ao solo, onde o teor de elementos potencialmente tóxicos não aumentou em plantas de grama-esmeralda (Wang et al., 2008), e mesmo após sucessivas aplicações anuais, isso também não ocorreu em plantas de milho (Yada et al., 2015; Melo et al., 2018), demonstrando a neutralização do risco potencial de fitotoxicidade com o uso de LE (Park et al., 2011). Além disso, também foi visto que, após 10 anos de aplicações anuais de LE, a atividade das enzimas amilase, celulase, invertase e desidrogenase, bem como a respiração basal do solo e o conteúdo de carbono da biomassa microbiana não diminuíram (Melo et al., 2018), comprovando que não ocorre efeito deletério relacionado à aplicação de LE no ecossistema (Xue e Huang, 2013).

O efeito da aplicação de LE no solo pode ficar mais bem evidenciado em experimentos de longa duração e com variação nas taxas de aplicação. Mas, em geral, os trabalhos publicados consistem em ensaios de curto prazo com diferentes doses de LE usando sistemas de cultivo. Assim, poucos estudos avaliaram atentamente as interações a longo prazo entre o LE e os atributos químicos do solo, sobretudo considerando a variação entre tipos de solo.

2.4 Capacidade de troca catiônica (CTC)

2.4.1 Importância da CTC para a fertilidade do solo

A capacidade de troca de cátions é importante para a fertilidade do solo porque define a quantidade de cargas negativas ou de cátions retidos por unidade de massa ou de volume de solo. Ela pode ser conceituada também como a soma das bases trocáveis mais a acidez total do solo, a um valor de pH específico, geralmente de 7,0.

2.4.2 Relação da CTC com a MO

A investigação sobre características eletroquímicas de solos tropicais destacou a importância do C-orgânico do solo para os ecossistemas agrícolas e naturais. Solos altamente intemperizados são predominantes em regiões de clima tropical, entre os quais se inserem os Latossolos, que representam cerca de 39% do território brasileiro, em áreas de grande importância agrícola (Soares e Alleoni, 2008).

Os solos localizados em regiões tropicais, devido ao seu avançado desenvolvimento pedogenético, sua mineralogia é composta, principalmente, por caulinita e por óxidos de Fe, Al e Mn, que possuem propriedades eletroquímicas únicas que limitam a produção agrícola, como baixa capacidade de troca catiônica e alto ponto zero de carga nas camadas subterrâneas do perfil do solo (Brady e Weil, 2013b). Os óxidos de Fe e Al e os coloides de argila 1:1 (caulinita) são caracterizados por cargas negativas afetadas pelo pH do solo (Guppy et al., 2005), assim a CTC é fortemente dependente do pH.

As cargas negativas na MO do solo derivam de grupos funcionais fortemente ionizados, como grupos oxídrico fenólicos e carboxílicos, que podem desprotonar na faixa de pH mais comum do solo, chamados de ácidos orgânicos (Soares e Alleoni, 2008). Esses grupos orgânicos são as principais fontes de cargas negativas que representam de 50 a 90% da CTC total dos horizontes de superfície de solos bem drenados. Conseqüentemente, a MO pode ter uma capacidade de troca catiônica 4 a 50 vezes maior por peso dado que a argila (Hamdi et al., 2019).

O aumento da MO, proporcionado pela adição de LE ao solo, proporciona ganhos de cargas. O efeito residual da aplicação de LE em solos de regiões de clima tropical do Brasil aumentou os teores de MO e CTC após um período de 17 anos (Florentino et al., 2019). Taxas relativamente altas de aplicação de LE também aumentaram a capacidade de troca catiônica, o que ajudou a reter os nutrientes dentro

da zona de enraizamento das plantas devido a sítios adicionais de ligação catiônica (Singh e Agrawal, 2008).

2.5 Fósforo (P) disponível no solo

2.5.1 Importância do P nos sistemas de produção agrícola

O fósforo (P) é um macronutriente exigido pelas plantas para o crescimento e desenvolvimento (Prado, 2020), sendo um componente importante nos processos bioquímicos por estar presente em enzimas que catalisam reações químicas de biossíntese e transferência de energia nas plantas. O P também é um constituinte do ácido nucleico, da fitina e dos fosfolipídios das células vegetais. No entanto, seu conteúdo total no tecido foliar da maioria das espécies vegetais é baixo, variando de 0,2 a 0,4% da matéria seca (Bhattacharya, 2019).

As plantas absorvem P na forma de ortofosfatos inorgânicos (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} ou PO_4^{3-}), mas no solo esse nutriente está presente em formas orgânicas e inorgânicas. As formas orgânicas comuns de P no solo incluem fosfato de mioinositol, hexacifosfato, glicose-6-fosfato, fosfato de paranitrofenil e nucleotídeos. Os fosfatos de inositol são encontrados amplamente no ambiente natural, representando 42-67% de P orgânico (Brady e Weil, 2013b). As formas inorgânicas são predominantemente inseridas no solo a partir do uso de fertilizantes comerciais produzidos pela indústria (Kominko et al., 2017).

Os fertilizantes com P são usados para atender à demanda das plantas nas condições de cultivo e, assim, aumentar a produção. A rocha fosfática é a principal matéria-prima usada para a produção de fertilizantes. No entanto, é um recurso escasso e finito, e estima-se que sua disponibilidade caia acentuadamente nos próximos anos (Cordell et al., 2009). Contrariamente, a necessidade de produção de alimentos tem crescido devido ao aumento populacional. Por conseguinte, estima-se que haja um grande desafio para a produção agrícola e as indústrias de fertilizantes, associado à garantia de uma disponibilidade suficiente de alimentos em decorrência do declínio das reservas de P (Karunanithi et al., 2015).

Uma alternativa para manter a disponibilidade de P no solo elevada é a utilização de fontes orgânicas de P na agricultura. Esse método exige que ocorra a mineralização, um processo de conversão do P presente nos resíduos orgânicos em

compostos inorgânicos simples a serem utilizados pelas plantas (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}). A mineralização do fósforo ocorre pela degradação microbiana (Brady e Weil, 2013b; Mackey e Paytan, 2009).

Associados a isso, os adubos ou compostos orgânicos podem contribuir para o aumento da disponibilidade de P porque possuem grandes quantidades de ânions orgânicos. Esses ânions competem com P pelos locais de fixação, resultando em menor fixação de P, disponibilizando maior concentração de P às plantas, o que aumenta a eficiência de uso desse nutriente (Guppy et al., 2005). Dessa forma, ficam evidentes os ganhos na disponibilização de P para as plantas com o uso de resíduos orgânicos, entre os quais, o LE se insere como um agente potencial para promover modificações no ciclo de P nos solos.

2.5.2 Uso de lodo de esgoto como fonte de P disponível

O LE tem sido indicado como potencial fonte de P porque contribui diretamente para o aumento da disponibilidade desse nutriente, considerando que é um composto que possui grande concentração desse nutriente, estando frequentemente na faixa de 1,2 a 3,0%. Além disso, a aplicação de LE ao solo também contribui indiretamente porque pode aumentar a MO do solo (Haynes et al., 2009).

Quando utilizado o LE como fonte de P, as áreas agrícolas podem receber altas doses desse nutriente (Alleoni et al., 2012). Isso ocorre porque o LE é aplicado aos solos com base no suprimento de N (Kominko et al., 2017). Apesar de fornecer cerca de duas vezes mais N que P, as culturas agrícolas absorvem cerca de quatro vezes mais N que P, levando a um aumento gradual nos teores de P no solo. Esse desequilíbrio normalmente leva a um aumento substancial nos níveis de P extraíveis do solo, sendo muito superiores aos necessários para nutrição adequada de P pelas culturas (Shober e Sims, 2003). Esse efeito justifica-se que o P presente no LE é principalmente inorgânico (>80%), como fosfato adsorvido em hidróxidos de ferrihidrita e Al, hidroxiapatita e fosfato de β -tricalcico (Karunanithi et al., 2015). Assim, o excesso de P nos solos leva ao seu acúmulo em formas químicas com potencial de movimentação externa via escoamento superficial e ainda por percolação no perfil do solo (Haynes et al., 2009).

O escoamento superficial é considerado a forma mais comum de perdas de P, sendo uma potencial ameaça às águas superficiais devido à eutrofização (Shober e Sims, 2003). A lixiviação, no entanto, é uma forma de perda menos frequente, pois sabe-se que o P possui forte adsorção aos coloides do solo e geralmente é considerado que existe baixo risco de lixiviação no perfil do solo. No entanto, a lixiviação pode ser uma preocupação, particularmente em solos com baixa capacidade de absorção de P e, ainda, onde os solos são saturados com P e o que pode ocorrer após altas taxas de aplicação de resíduos orgânicos por sucessivos anos (Haynes et al., 2009).

Assim, existem indicações de que solos que apresentam teores de P acima dos considerados adequados para o desenvolvimento das culturas agrícolas, possuem aumento relevante de P inorgânico, que podem induzir a ocorrência de perdas significativas por percolação. Essa condição sustenta-se pela possibilidade de a lixiviação ocorrer principalmente pelo fluxo de macroporos (Haynes et al., 2009).

De fato, verificou-se que o transporte de P facilitado por partículas desempenha um papel importante na lixiviação de P (Korboulewsky et al., 2002). Isso foi evidenciado anteriormente por Sui et al. (1999) após 6 anos de aplicações anuais de lodo de esgoto em Mollisol, em duas doses, sendo de 7,4 e 13,0 Mg ha⁻¹ com base na matéria seca, onde foi detectado significativo movimento descendente de P nas camadas de 0 a 5 cm e de 5 a 25 cm do solo.

Em solos de região de clima tropical, também existem evidências de que o teor total de P aumentou com o aumento da quantidade de lodo de esgoto, principalmente nas camadas de 0-10 e de 10-20 cm, e após cinco anos de aplicação (Alleoni et al., 2012).

2.5.3 Relação do P com a MO

A aplicação de LE a longo prazo contribui para a formação de MO no solo e, assim, aumenta a disponibilidade de P no solo. Uma das formas em que a aplicação dos resíduos mais contribui para o aumento da disponibilidade de P é a partir da diminuição da adsorção (Karunanithi et al., 2015). Isso ocorre porque a adsorção é o processo de ligação química de P da solução do solo à superfície de componentes do solo, incluindo óxidos hidratados, carbonatos e coloides de argila (Guppy et al., 2005).

O processo de adsorção de P ao solo é afetado por diversos fatores como: o pH, a mineralogia, o conteúdo de MO, a temperatura, a porcentagem de argila, a área superficial e a quantidade de ferro (Fe) e alumínio (Al) no solo (Loganathan et al., 2014). Assim, em solos de regiões de clima tropical, a adsorção predominantemente é a principal forma de perda de P porque esses solos são altamente intemperizados e ricos em óxidos de Fe e Al (Loganathan et al., 2014).

As concentrações de óxidos de Fe e Al são um fator importante para avaliar o P disponível no solo, pois esses são agentes complexantes do P lábil (Alleoni et al., 2012; Fontes e Weed, 1996). Assim, solos que possuem baixas concentrações de óxido de Fe possuem maior disponibilidade de P, em relação a solos com altas concentrações. Se considerados os solos do presente estudo, a concentração de óxido de Fe, na forma de Fe_2O_3 , presente no Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) é quatro vezes maior quando comparado ao Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (Reis et al., 2014).

Assim, as modificações do solo que contribuem para o aumento da MO são de relevante importância para aumentar a disponibilidade de P, porque sabe-se que a presença de MO diminui a adsorção de P devido a três fatores principais, sendo: (i) as grandes moléculas orgânicas do húmus podem depositar-se na superfície dos óxidos, formando um impedimento físico que diminui as ligações do fosfato (Brady e Weil, 2013b); (ii) devido à liberação de ânions orgânicos (carboxilatos e fenolatos) que competem com o P pelos locais de adsorção, porque devido a suas estruturas químicas, esses ânions possuem locais de troca preferenciais (Brady e Weil, 2013b; Tiritan et al., 2016); e além disso, (iii) pode haver a formação de quelatos orgânicos de Fe e Al (Brady e Weil, 2013b). Esses efeitos combinados resultam na liberação de íons fosfatos previamente adsorvidos.

Dessa forma, fica evidente que o uso sustentável de P e o aumento da eficiência do uso desse nutriente no ambiente solo-planta podem ser alcançados a partir da reciclagem dos fluxos de resíduos ricos em P, como é o caso do LE.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Características das áreas experimentais

Os experimentos foram implantados em duas áreas sob condições de campo, no ano agrícola de 1997/1998, na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal – SP. Essa região encontra-se no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil, cujo clima é classificado como 'Aw', tropical de inverno seco, pelo critério de classificação de Köppen.

O solo do experimento I é classificado como Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (Andrioli e Centurion, 1999), com distribuição de tamanho de partículas de 302 g kg⁻¹ de argila, 42 g kg⁻¹ de silte e 656 g kg⁻¹ de areia, horizonte A moderado caulínítico, localizado a 618 m, nas coordenadas geográficas 21° 13' 57,96" S e 48° 17' 06,18" W. No experimento II, o solo é classificado como Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (Andrioli e Centurion, 1999), com 576,5 g kg⁻¹ de argila, 182,5 g kg⁻¹ de silte e 241 g kg⁻¹ de areia, horizonte A moderado caulínítico-oxídico, localizado a 550 m, nas coordenadas geográficas: 21° 14' 46,81" S e 48° 17' 07,85" W. A descrição dos atributos químicos, da camada de 0 – 0,2 m, de ambos os solos, antes da instalação do experimento é apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características químicas de LVd e LVef antes da instalação do experimento em 1997, na profundidade de 0 – 0,2 m.

Presina mg dm ⁻³	MO g dm ⁻³	pH -	K -----	Ca -----	Mg mmol _c dm ⁻³	H+Al -----	SB -----	CTC -----	V %
Latossolo Vermelho distrófico (LVd)									
34	16	5,7	1,5	15	5	28	21,5	49,5	43
Latossolo Vermelho eutroférico (LVef)									
28	24	5,5	4,6	31	10	30	45,6	75,6	60

3.2 Tratamentos e delineamento experimental

Os tratamentos consistiram em quatro doses de lodo de esgoto, expressas em megagrama por hectare (Mg ha⁻¹), sendo o controle (T0) sem aplicação de LE e com as doses de 5 (T5) (baixa), 10 (T10) (média) e 20 (T20) (alta) Mg ha⁻¹ de LE (base seca). Os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental de blocos ao

acaso (DBC), com 5 repetições, totalizando 20 unidades experimentais, com dimensões de 6 x 10 m, área total de 60 m² e área útil de 32 m².

As doses foram baseadas na necessidade de nitrogênio (N) pela cultura do milho, sendo os tratamentos T5, T10 e T20 suficientes para atender em 100, 200 e 400% à demanda nutricional de N, admitindo-se que 100% do N contido no LE estaria disponível para a cultura. As aplicações anuais de LE foram feitas por um período de 23 anos. No tratamento T0, foi feita fertilização com ureia (45% de N), superfosfato simples (18% de P₂O₅) e cloreto de potássio (58% de K₂O), para atender às demandas de N, P e K, respectivamente, com base na análise de solo e recomendação de Raij et al. (1997). Os tratamentos T5, T10 e T20 receberam fertilização complementar com K para fornecer a mesma quantidade aplicada no tratamento T0 (Tabela 2).

Tabela 2. Adubação complementar com potássio fornecida aos tratamentos que receberam LE, em ambos os solos e no período de condução do experimento.

Ano	Dose kg ha ⁻¹	K (K ₂ O)	Ano	Dose kg ha ⁻¹	K (K ₂ O)	Ano	Dose kg ha ⁻¹	K (K ₂ O)
1	0	0	9	0	90	17	0	90
	5	0		5	82		5	75
	10	0		10	74		10	60
	20	0		20	59		20	30
2	0	90	10	0	90	18	0	90
	5	80		5	83		5	64
	10	70		10	77		10	38
	20	85		20	64		20	0
3	0	90	11	0	90	19	0	90
	5	81		5	81		5	82
	10	72		10	72		10	74
	20	86		20	54		20	59
4	0	90	12	0	90	20	0	90
	5	79		5	88		5	83
	10	68		10	85		10	76
	20	47		20	80		20	63
5	0	90	13	0	90	21	0	90
	5	74		5	74		5	72
	10	58		10	57		10	54
	20	0		20	25		20	18
6	0	90	14	0	90	22	0	90
	5	81		5	76		5	81
	10	71		10	61		10	72
	20	52		20	32		20	54
7	0	30	15	0	90	23	0	90
	5	30		5	75		5	83
	10	29		10	60		10	76
	20	28		20	30		20	61
8	0	20	16	0	90			
	5	14		5	73			
	10	7		10	56			
	20	0		20	23			

3.3 Histórico da área experimental

Durante os 23 anos de condução do experimento, o milho (*Zea mays* L.) foi a cultura implantada em 19 cultivos. Nesse mesmo período, foi realizada rotação de cultura com girassol (*Helianthus annuus* L.), crotalária (*Crotalaria juncea* L.) e guandu (*Cajanus cajan* (L. Millsp.) (Tabela 2).

O LE utilizado ao longo do período experimental teve origem nas estações de tratamento de esgotos (ETEs) de diferentes cidades do Estado de São Paulo, com os teores de NPK expostos na Tabela 3.

Tabela 3. Culturas, origem e composição NPK do lodo de esgoto (LE) utilizado nos experimentos em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) durante 23 anos.

Ano	Cultura	Origem do LE	-----g kg ⁻¹ -----		
			N ¹	P ²	K ²
1	Milho	Barueri/SP	32,0	17,0	4,8
2	Milho	Barueri/SP	37,0	11,0	1,7
3	Milho	Barueri/SP	29,0	17,0	1,5
4	Milho	Barueri/SP	29,0	15,0	1,8
5	Milho	Barueri/SP	37,0	15,0	2,7
6	Girassol	Barueri/SP	34,0	22,0	1,9
7	Crotalária	Barueri/SP	41,0	19,0	0,1
8	Milho	Barueri/SP	34,0	19,0	1,3
9	Milho	Franca/SP	34,0	19,0	1,3
10	Milho	Franca/SP	27,0	18,7	1,3
11	Milho	Barueri/SP	33,0	38,0	1,5
12	Girassol	Barueri/SP	29,0	19,0	0,4
13	Milho	Barueri/SP	28,0	25,0	2,7
14	Milho	Monte Alto/SP	25,0	20,0	2,4
15	Milho	Monte Alto/SP	45,0	20,0	2,5
16	Milho	Monte Alto/SP	47,0	20,0	2,8
17	Milho	Monte Alto/SP	45,0	20,0	2,5
18	Milho	Franca/SP	32,8	47,3	4,3
19	Milho	Monte Alto/SP	32,5	38,0	1,3
20	Milho	Monte Alto/SP	23,9	41,0	1,13
21	Milho	Monte Alto/SP	42,9	55,0	3,0
22	Guandu	Monte Alto/SP	28,5	45,0	1,5
23	Milho	Monte Alto/SP	32,0	35,0	1,2

N = nitrogênio; P = fósforo; e K = potássio. ¹ Determinado por método de Kjeldahl, ² Extraído por ácidos nítrico e perclórico (USEPA, 1996).

3.4 Amostragens de solo e análises químicas

Nos dois tipos de solos utilizados no experimento, foram feitas amostragens para fins de caracterização química. As amostras de solo foram coletadas na profundidade 0 - 0,2 m, aos 60 dias após a aplicação do LE. Em cada parcela, foram coletadas 10 amostras simples, utilizando trado do tipo holandês. Após a coleta, as amostras foram secas ao ar e à sombra, peneiradas em malha de 2 mm e

aconditionadas em sacos plásticos para posteriores análises. As amostras foram analisadas a cada dois anos até o décimo segundo ano e anualmente a partir daí.

O C-orgânico foi determinado pelo método colorimétrico, conforme descrição apresentada em Cantarella et al. (2001). O C-orgânico de 1 cm³ de solo foi oxidado a CO₂ por dicromato de sódio (Na₂Cr₂O₇) em meio de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado. O conteúdo de MO foi determinado pela Equação 1:

$$\text{MO (g dm}^{-3}\text{)} = 1,724 \times \text{C-orgânico (g dm}^{-3}\text{)} \quad (1)$$

O teor de P disponível foi extraído com resina trocadora de íons, sendo o P extraído determinado pelo método espectrofotométrico do azul de molibdênio (Rajj e Quaggio, 2001). A capacidade de troca catiônica foi determinada pela soma dos cátions presentes no solo (K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺ e Al³⁺).

3.5 Análise estatística

As estatísticas multivariada e univariada foram realizadas usando os softwares STATISTICA[®] (StatSoft, 2004) e Agroestat[®] (Barbosa e Maldonado Júnior, 2020). Foi realizada uma análise hierárquica de agrupamentos, utilizando a distância euclidiana como coeficiente de semelhança, e o método de Ward como algoritmo de ligação de grupos.

A análise de variância unidirecional (ANOVA) foi realizada pelo teste F ($p \leq 0,05$), após verificação da homogeneidade das variâncias (teste W de Shapiro-Wilks). Os atributos qualitativos, correspondentes às doses de lodo de esgoto em cada ano, foram comparados pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Os dados quantitativos, correspondentes aos anos de aplicação de lodo de esgoto, foram analisados por meio de modelo matemático de regressão. Quando os dados se ajustaram ao modelo linear de regressão, foi calculada a taxa de incremento, conforme a Equação 2:

$$\hat{y} = b + ax \quad (2)$$

em que: \hat{y} = teor de MO, P ou CTC; a = taxa de incremento; x = corresponde aos anos de aplicação de LE, e b = amplitude no valor de x, em anos.

Para analisar o incremento proporcionado pelas doses de LE nos teores de MO, P e CTC ao longo dos 23 anos, calculou-se a porcentagem de variação, baseada na comparação em valores absolutos, demonstrando a influência do efeito do LE em relação ao controle (Equação 3):

$$\Delta\% = ((V_t - V_c) / V_c) \times 100 \quad (3)$$

em que: V_t = teor de MO, P e CTC dos tratamentos que receberam LE, e V_c = valor dos mesmos parâmetros no tratamento controle.

Para determinar a interação da MO com P e CTC, foi utilizada a análise de correlação de Pearson.

4. RESULTADOS

4.1 Matéria orgânica (MO)

A MO no LVd aumentou em função dos anos, com ajuste ao modelo matemático de regressão linear, em todas as doses de LE ($p < 0,05$). A taxa de incremento de MO (coeficiente angular do modelo) aumentou em função das doses, sendo que, no tratamento controle (dose 0 Mg ha⁻¹), o ganho anual foi de aproximadamente 0,24 g dm⁻³. Quando foi aplicado LE, o aumento da MO foi maior do que no tratamento controle, sendo de 0,33, 0,51 e 0,72 g dm⁻³, correspondente às doses de 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente (Figura 1).

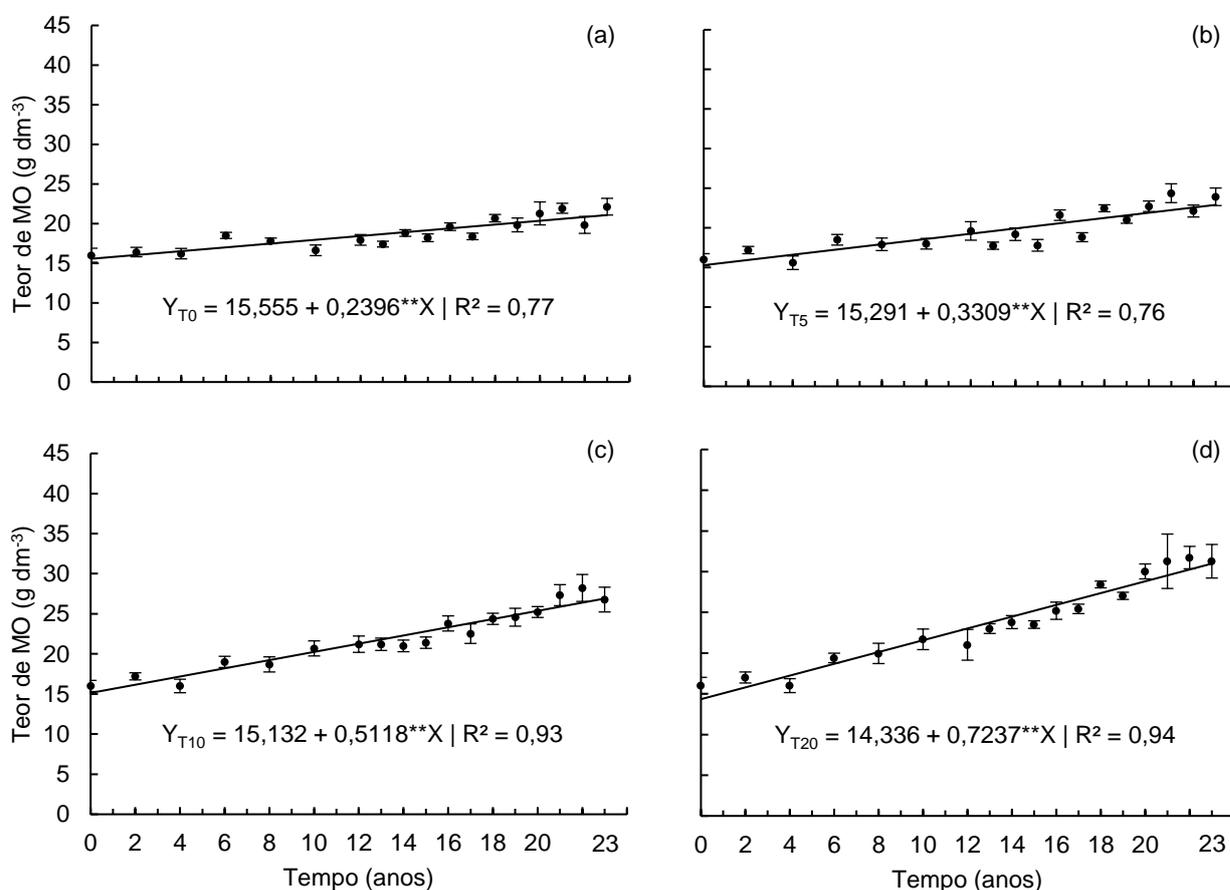


Figura 1. Matéria orgânica (MO) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. As barras representam o erro padrão da média, $n = 5$.

O teor de MO no LVef foi superior ao observado no LVd, nos primeiros anos de condução do experimento, em todas as doses. As doses de 5 e 10 Mg ha⁻¹ não

proporcionaram incremento de MO em relação ao controle, sendo que os tratamentos T0, T5 e T10 não se ajustaram aos principais modelos matemáticos de regressão, apresentando médias gerais de 25,87 g dm⁻³, 26,96 g dm⁻³ e 30,10 g dm⁻³, respectivamente. O teor de MO aumentou na dose de 20 Mg ha⁻¹, com ajuste ao modelo matemático de regressão linear ($p < 0,01$), com taxa de incremento anual de 0,58 g dm⁻³ (Figura 2).

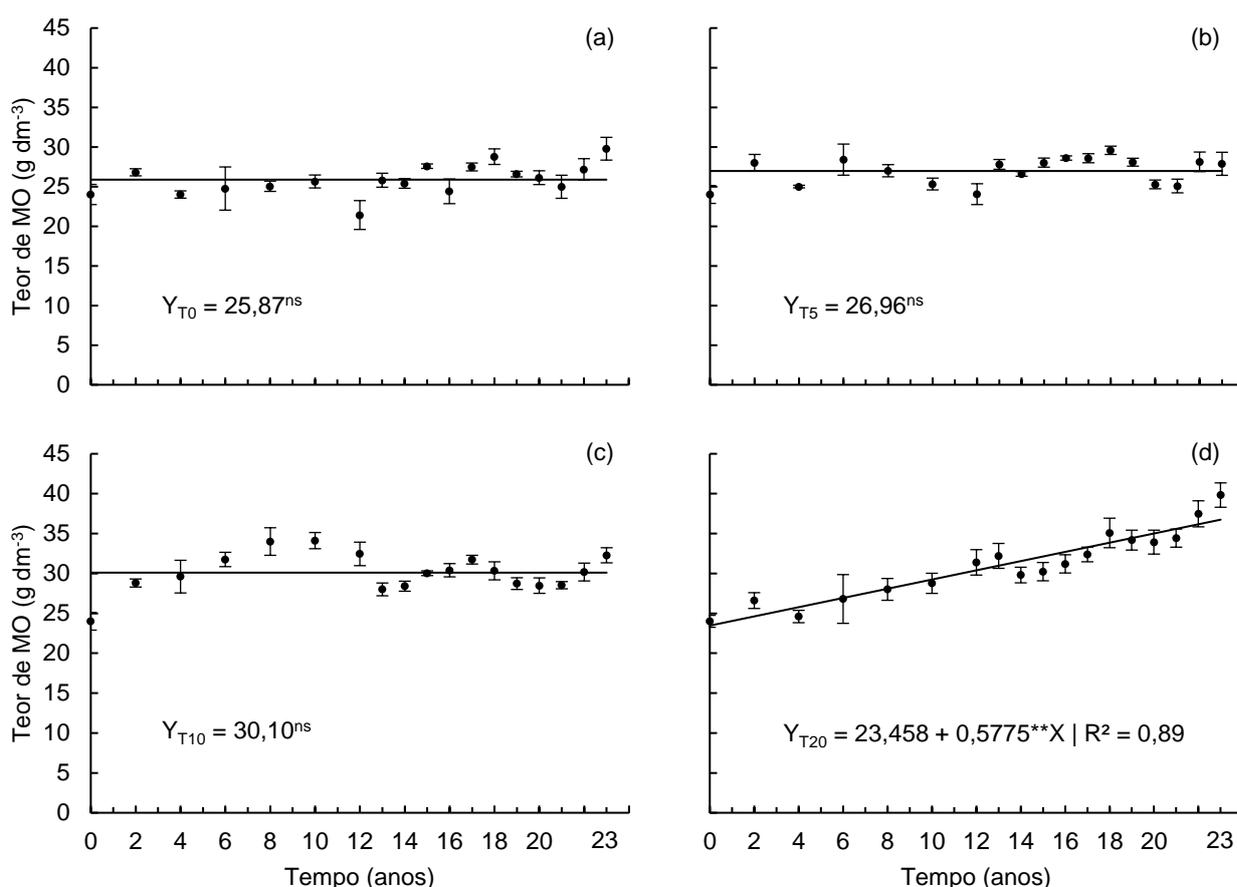


Figura 2. Matéria orgânica (MO) em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. ^{ns} = $p > 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, n = 5.

O uso de LE aumentou o ganho percentual de MO no LVd, em relação ao tratamento controle. Aos 23 anos de aplicações anuais, o ganho percentual foi de 8,7%, 27,7% e 47,1%, correspondente aos tratamentos T5, T10 e T20, respectivamente ($p \leq 0,05$). Quando aplicado anualmente 5 Mg ha⁻¹ de LE, o ganho de MO, aos 23 anos, foi de 1,83 g dm⁻³, em relação à dose de 0 Mg ha⁻¹. Considerando

essa mesma comparação, o ganho de MO obtido na dose de 10 Mg ha⁻¹ foi de 5,84 g dm⁻³, que corresponde a 2,2 vezes o ganho obtido quando usada a dose de 5 Mg ha⁻¹. E ao dobrar a dose de 10 Mg ha⁻¹ para 20 Mg ha⁻¹, o aumento não manteve a mesma proporção, sendo de apenas 0,7 vez (Figura 3a).

O ganho percentual de MO no LVef foi constante nas doses de 5 Mg ha⁻¹ e 10 Mg ha⁻¹, proporcionando aumentos de 4,2 e 16,3% em relação ao controle, respectivamente. No tratamento de 20 Mg ha⁻¹, até os 4 anos de aplicação anual de LE, não houve ganho de MO em relação ao controle. No entanto, após este período, ocorreu ganho de MO, sendo de até 42% no ano 23 (Figura 3b).

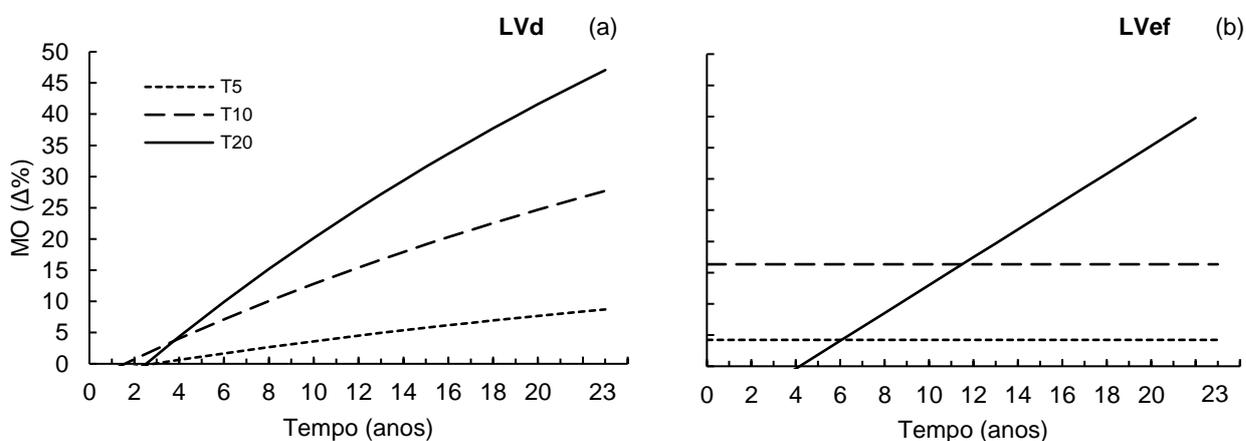


Figura 3. Variação percentual ($\Delta\%$) nos teores de matéria orgânica (MO) proporcionado pelas doses de 5 Mg ha⁻¹ (T5), 10 Mg ha⁻¹ (T10) e 20 Mg ha⁻¹ (T20) em relação ao tratamento controle (T0= 0 Mg ha⁻¹) ao longo de 23 anos de aplicação anual de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b).

A análise hierárquica de cluster dos dados de MO no LVd e no LVef, considerando a série histórica de 23 anos, demonstra que as doses de LE são classificadas em dois grupos, um com as doses maiores, T10 e T20 (Grupo 1), e o outro com os tratamentos T0 e T5 (Grupo 2). A distância euclidiana do grupo 1 foi menor em relação ao grupo 2 no LVd (Figura 4a), o inverso ocorrendo no LVef (Figura 4b).

As doses de LE no LVd apresentaram igual incremento na MO do solo até ao oitavo ano. Após este período, houve diferença, sendo que as doses de 10 e 20 Mg ha⁻¹ apresentam maiores teores em relação às doses de 0 e 5 Mg ha⁻¹ (Figura 4a). No LVef, até aos 12 anos de aplicação de LE, o ganho de MO foi maior na dose de 10 Mg

ha⁻¹. Após este período, a dose de 20 Mg ha⁻¹ proporcionou ganho superior às demais doses (Figura 4b).

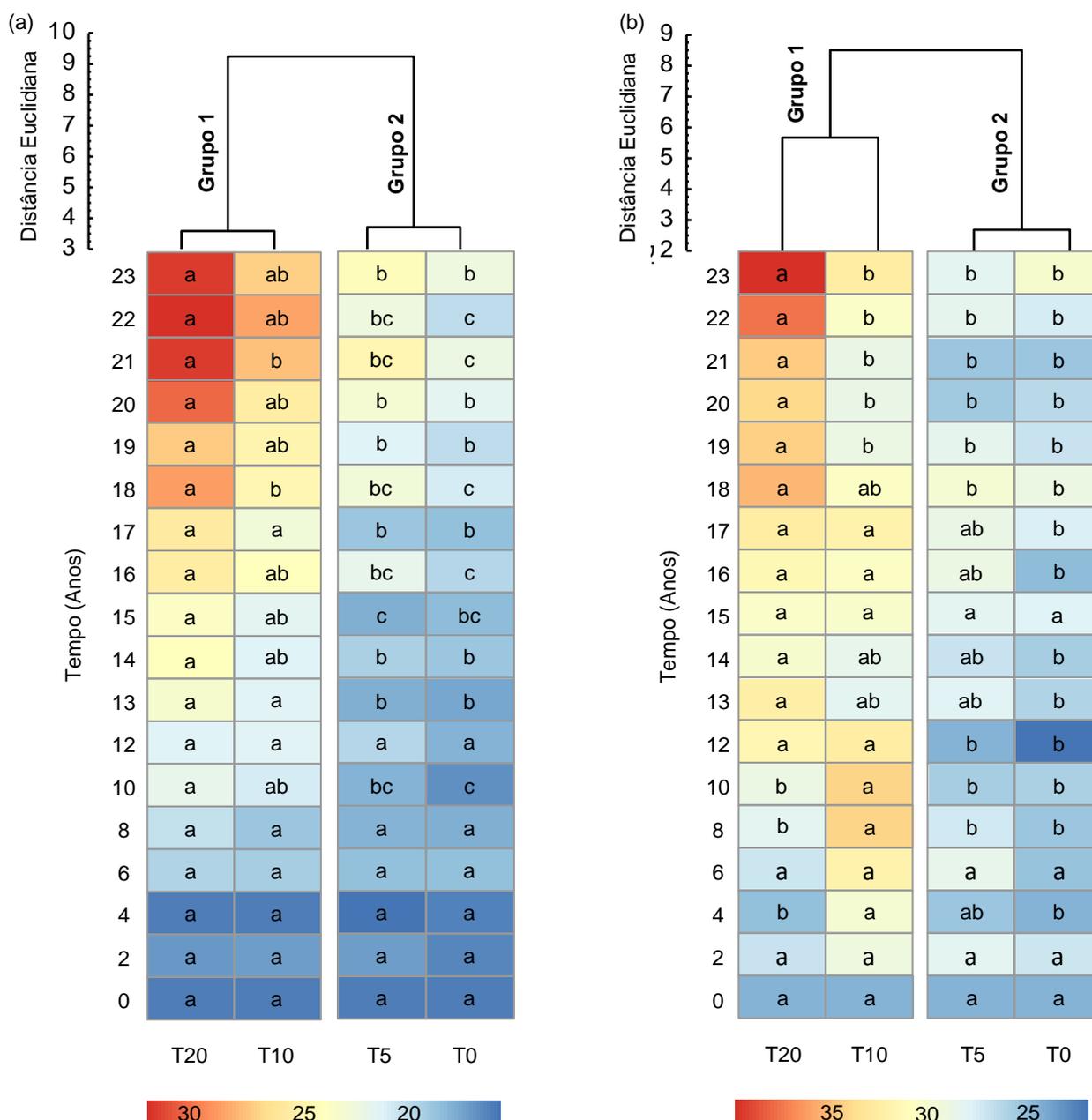


Figura 4. Análise hierárquica de cluster com os dados padronizados, mapa de calor com os valores absolutos e teste de comparação de médias para matéria orgânica (MO) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) (b) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. T0 = 0 Mg ha⁻¹, T5 = 5 Mg ha⁻¹, T10 = 10 Mg ha⁻¹ e T20 = 20 Mg ha⁻¹. As cores representam a variação no teor de MO com valor crescente do azul ao vermelho. Letras minúsculas comparam médias dos tratamentos em cada ano de pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$.

4.2 Capacidade de troca catiônica (CTC)

A aplicação anual de LE aumentou a CTC no LVd, com ajuste ao modelo matemático de regressão linear ($p < 0,05$) para todos os tratamentos, apesar de o T0 ter apresentado baixo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,3$). A taxa de incremento anual da CTC foi proporcional à quantidade de LE aplicada ao solo, sendo de $0,42 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para T0; de $0,68 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para T5; de $1,12 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para T10; e de $1,24 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ para T20 (Figura 5).

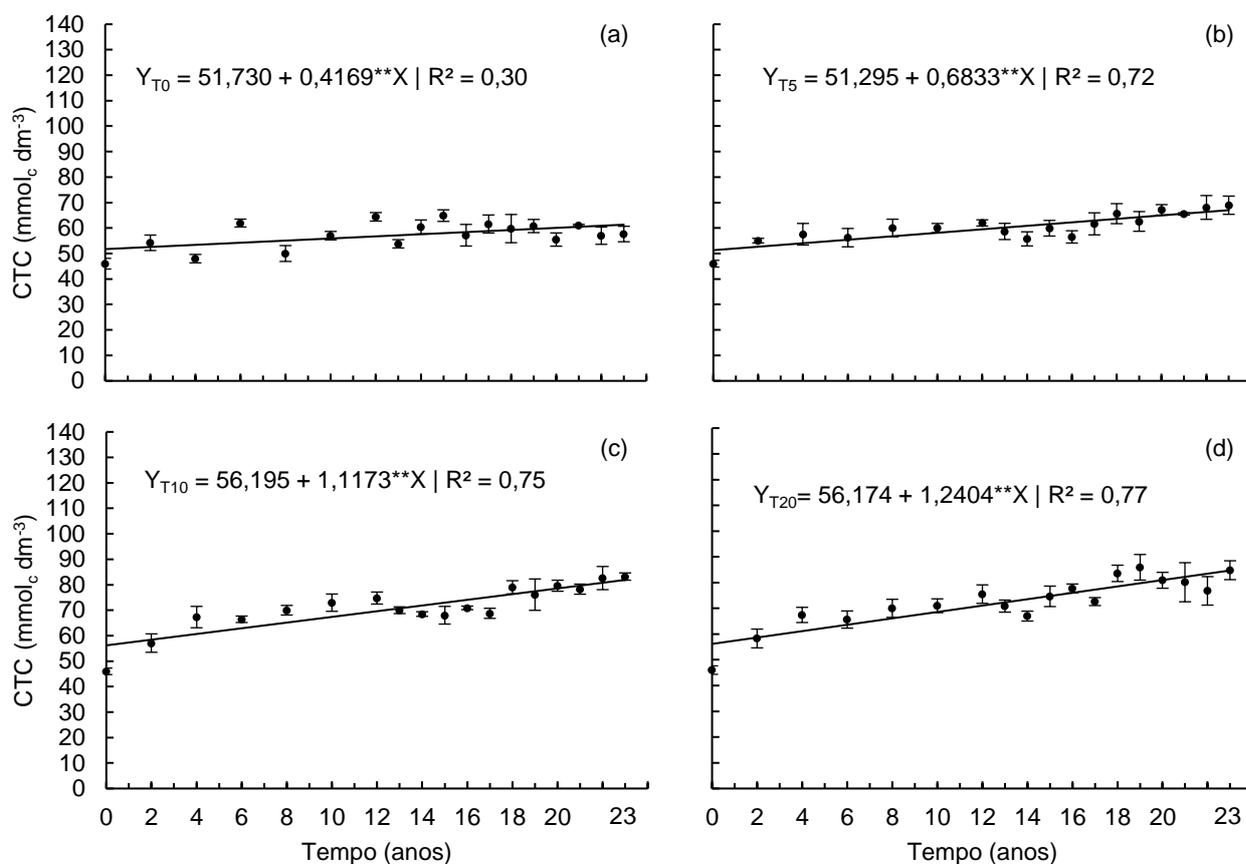


Figura 5. Capacidade de troca catiônica (CTC) em Latosolo Vermelho distrófico (LVd) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha^{-1} (T0); (b) 5 Mg ha^{-1} (T5); (c) 10 Mg ha^{-1} (T10); (d) 20 Mg ha^{-1} (T20). ** = $p \leq 0,01$. ns = $p < 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, $n = 5$.

O LVef apresentou maior concentração de carga CTC, quando comparado ao LVd. Os dados dos tratamentos T0 e T5 não se ajustaram aos principais modelos matemáticos de regressão, em função dos anos de aplicação de LE, com médias de $80,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $85,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente (Figuras 6a-b). Para os

tratamentos T10 e T20, houve ajuste ao modelo de regressão linear ($p < 0,05$), com taxas de incremento anual de $0,52 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $1,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente (Figuras 6c-d).

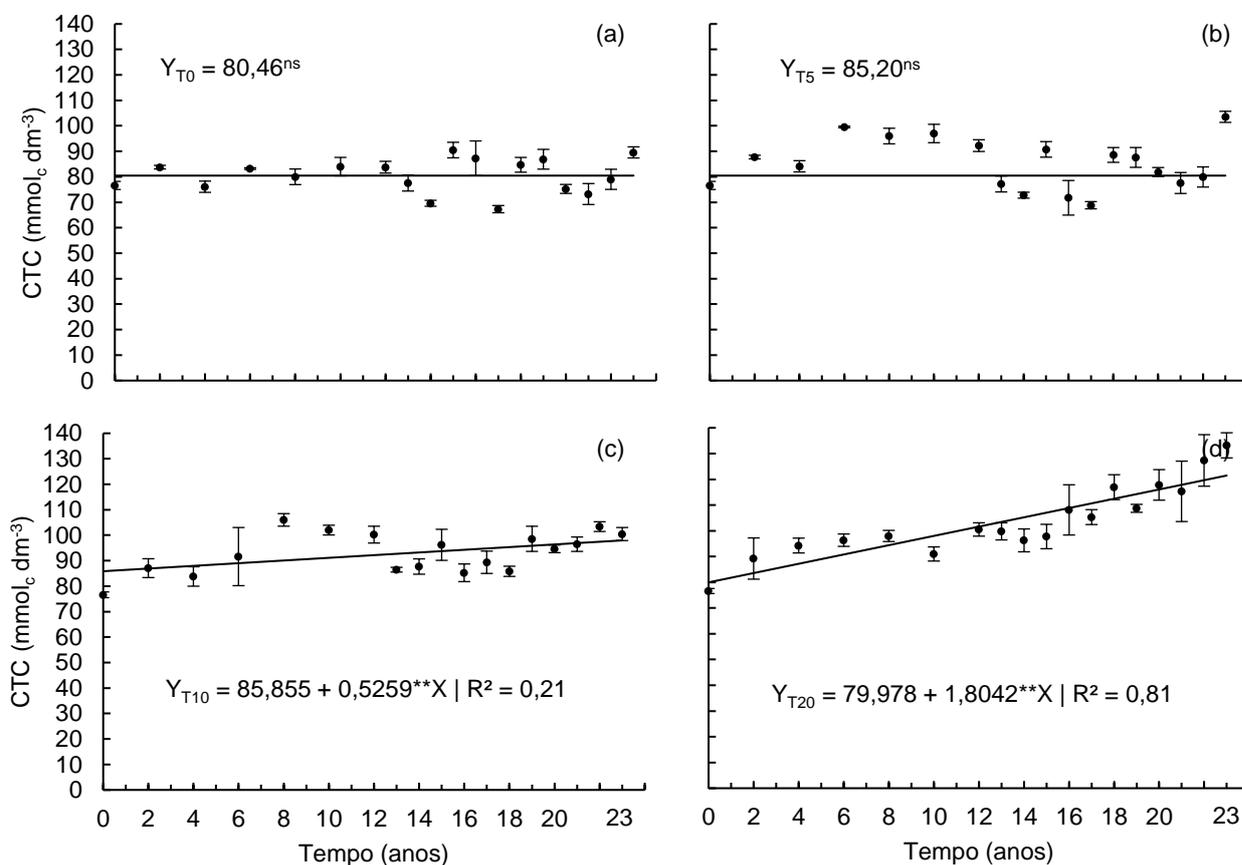


Figura 6. Capacidade de troca catiônica (CTC) em Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha^{-1} (T0); (b) 5 Mg ha^{-1} (T5); (c) 10 Mg ha^{-1} (T10); (d) 20 Mg ha^{-1} (T20). ** = $p \leq 0,01$. $^{ns} = p > 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, $n = 5$.

O ganho percentual na CTC dos tratamentos que receberam LE foi superior ao tratamento controle para o LVd. Aos 23 anos, esse ganho foi de 9,3%; 33,5% e 38,1% para os tratamentos T5, T10 e T20, respectivamente. Ressalta-se que, neste ano, o incremento proporcionado pelo T10 em relação ao T5 foi de 261%, e se comparado o T20 em relação ao T10 foi de apenas 14% (Figura 7a).

No LVef, o ganho na CTC do T5 foi constante em relação ao T0, sendo de 5,9%. Para os tratamentos T10 e T20, o ganho foi proporcional aos anos de aplicação de LE, sendo de 21,6% e 51% aos 23 anos, respectivamente (Figura 7b).

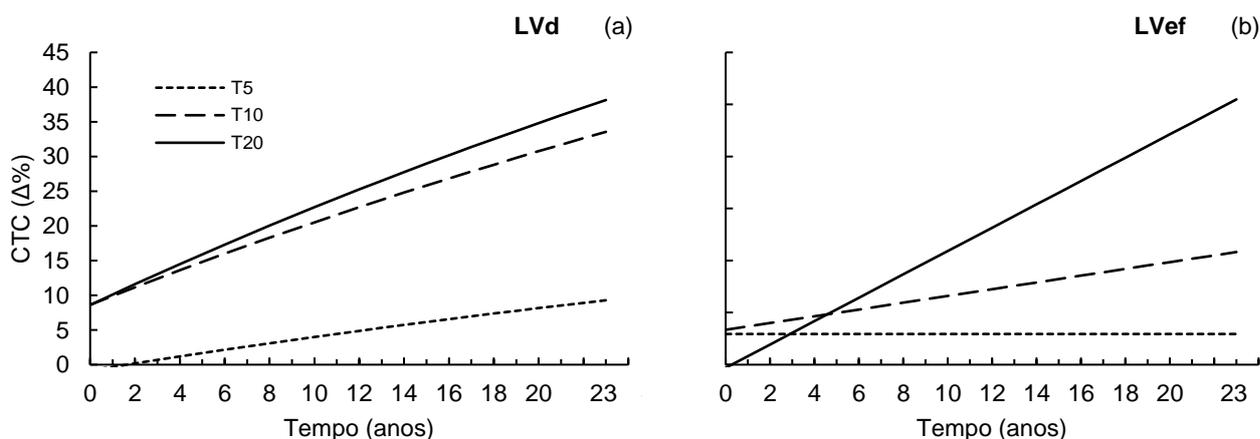


Figura 7. Variação porcentual ($\Delta\%$) na capacidade de troca catiônica (CTC) proporcionado pelas doses de 5 Mg ha^{-1} (T5), 10 Mg ha^{-1} (T10) e 20 Mg ha^{-1} (T20) em relação ao tratamento controle ($T0=0 \text{ Mg ha}^{-1}$) ao longo de 23 anos de aplicação anual de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b).

A partir da análise hierárquica de cluster, o efeito das doses de LE aplicadas no LVd, ao longo da série histórica de 23 anos, nos valores de CTC é dividido em dois grupos: um com as doses maiores (Grupo 1) e outro com as doses menores (Grupo 2) (Figura 8a). Para o LVef, os dados de CTC, também foram classificados em dois grupos principais, sendo o grupo 1 correspondente à dose de 20 Mg ha^{-1} , e o grupo 2 referente as demais doses (Figura 8b). Em ambos os solos, a distância euclidiana do grupo 2 foi maior em relação ao grupo 1 (Figuras 8a-b).

A adição de LE no LVd aumentou a CTC em relação ao tratamento controle, sendo as doses 10 Mg ha^{-1} e 20 Mg ha^{-1} as que proporcionaram maiores concentrações deste atributo químico (Figura 8a). No LVef, a dose 20 Mg ha^{-1} proporcionou maior CTC, quando comparada com as demais doses, sobretudo a partir do 13º ano de aplicação de LE (Figura 8b).

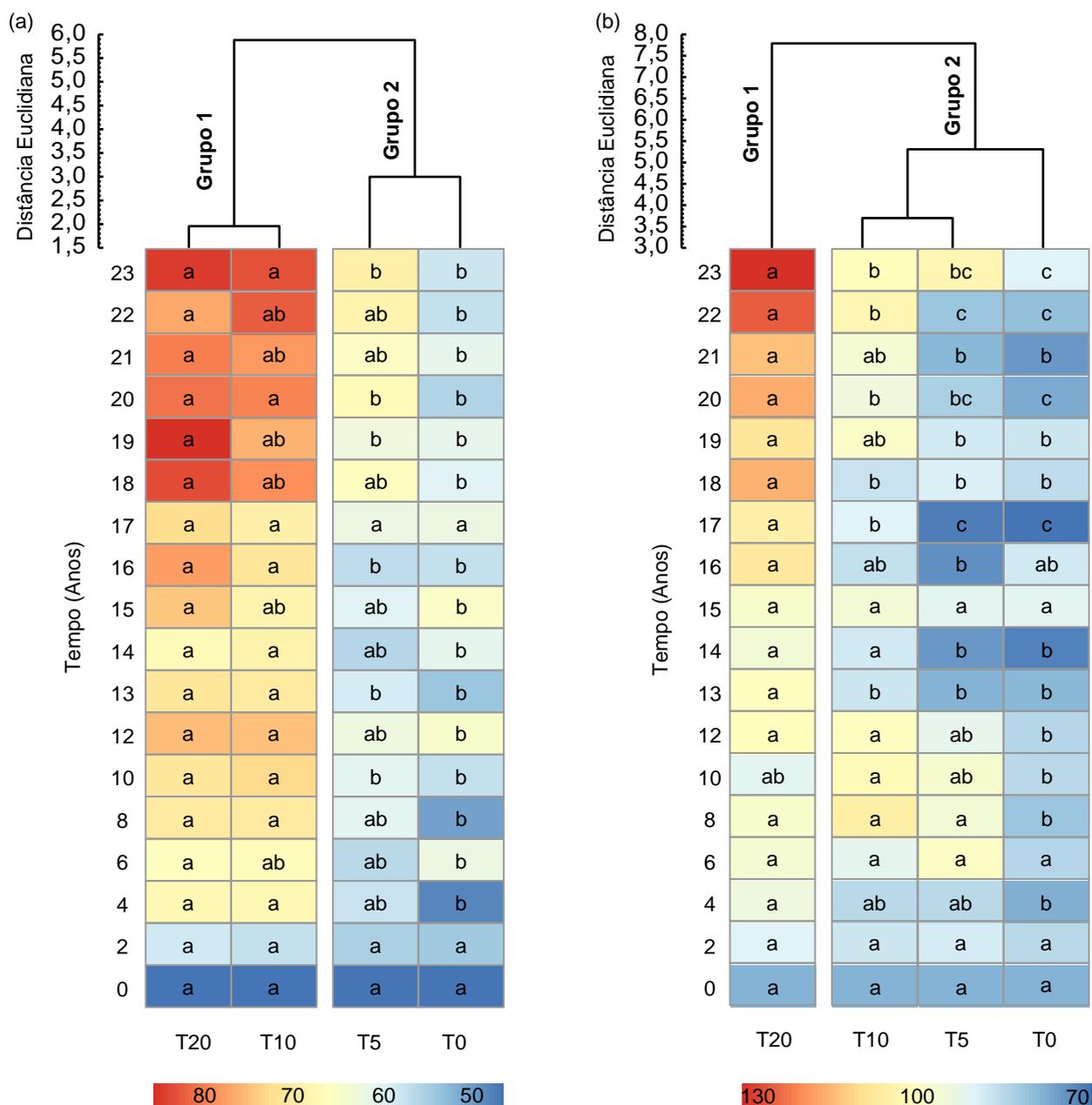


Figura 8. Análise hierárquica de cluster com os dados padronizados, mapa de calor com os valores absolutos e teste de comparação de médias para capacidade de troca catiônica (CTC) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) (b) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. T0 = 0 Mg ha⁻¹, T5 = 5 Mg ha⁻¹, T10 = 10 Mg ha⁻¹ e T20 = 20 Mg ha⁻¹. As cores representam a variação no teor de CTC com valor crescente do azul ao vermelho. Letras minúsculas comparam médias dos tratamentos em cada ano de pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$.

4.3 Teor de fósforo (P) disponível

Os teores de P disponível no LVd, nas doses de 0 Mg ha⁻¹ e 5 Mg ha⁻¹, não apresentaram ajuste aos principais modelos matemáticos de regressão, em função dos anos, sendo a média geral para esses tratamentos de 39,88 mg dm⁻³ e 63,82 mg dm⁻³, respectivamente (Figuras 9a-b). As doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹ proporcionaram maiores teores de P, com ajuste ao modelo matemático de regressão linear ($p < 0,05$). A taxa de incremento anual foi de 4,4 mg dm⁻³ e 5 mg dm⁻³ para as doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente (Figuras 9c-d).

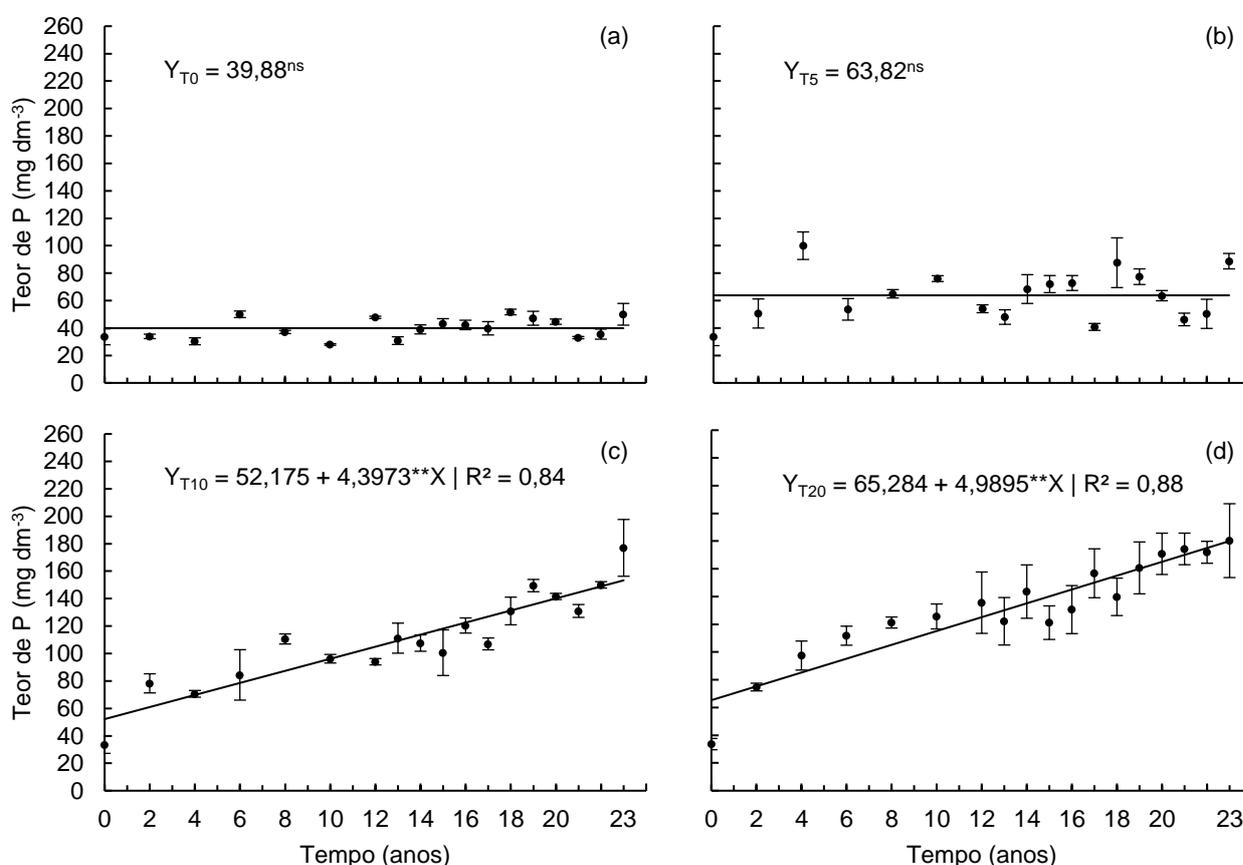


Figura 9. Fósforo (P) disponível em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. ns = $p > 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, n = 5.

No LVef, os teores de P disponíveis foram maiores aos observados no LVd. Os dados obtidos com a aplicação das doses de 0 Mg ha⁻¹ e 5 Mg ha⁻¹ no LVef não se ajustaram aos principais modelos matemáticos de regressão, em função dos anos,

sendo observada média geral de 47,4 mg dm⁻³ e 55,8 mg dm⁻³, respectivamente (Figuras 10a-b). Nas doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹, o teor de P disponível aumentou com as sucessivas aplicações de LE, com ajuste ao modelo de regressão linear ($p < 0,05$) e taxa anual de incremento de 4,7 mg dm⁻³ e 7,1 mg dm⁻³, respectivamente (Figuras 10c-d).

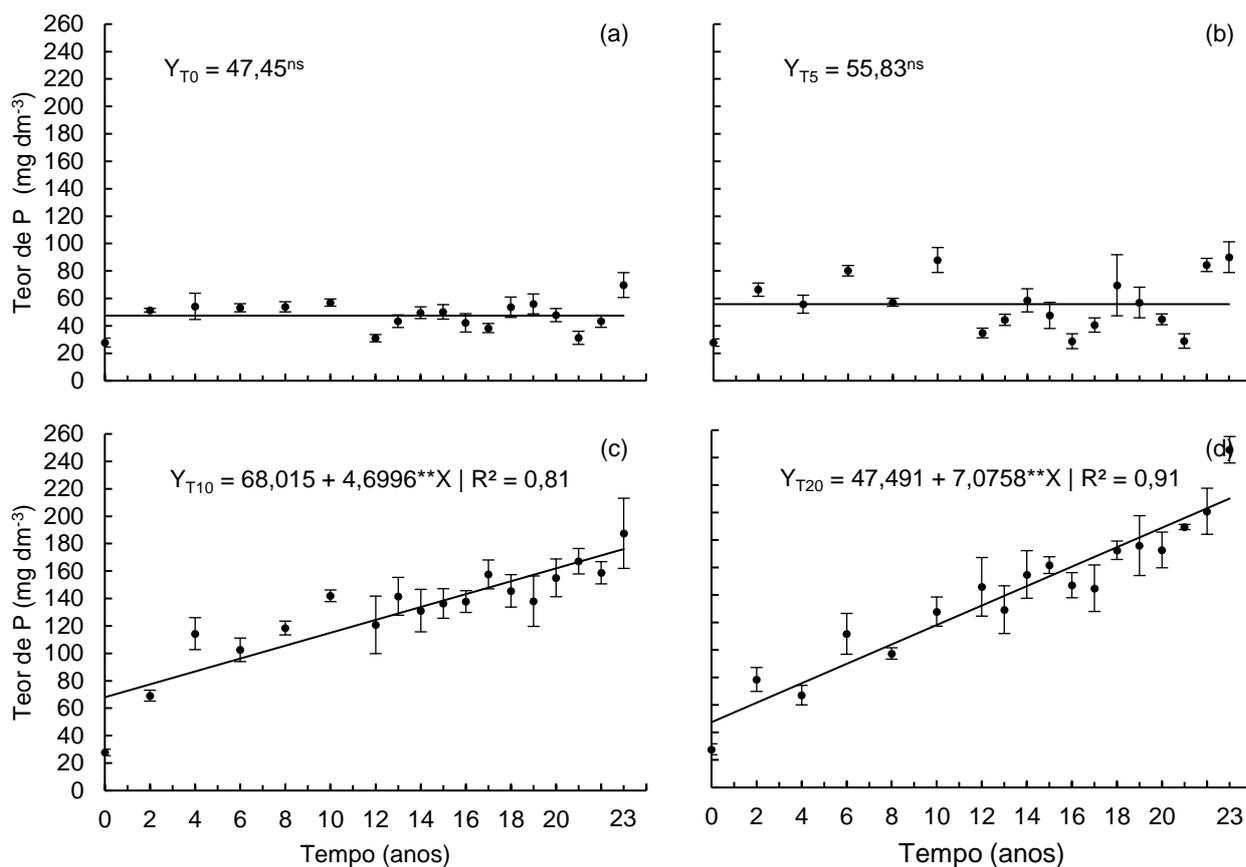


Figura 10. Fósforo (P) disponível em Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) ao longo de 23 anos de aplicação anual de doses de lodo de esgoto. (a) 0 Mg ha⁻¹ (T0); (b) 5 Mg ha⁻¹ (T5); (c) 10 Mg ha⁻¹ (T10); (d) 20 Mg ha⁻¹ (T20). ** = $p \leq 0,01$. ns = $p > 0,05$. As barras representam o erro padrão da média, n = 5.

O ganho percentual de P disponível no LVd, proporcionado pela aplicação anual de LE, foi constante na dose de 5 Mg ha⁻¹, com média de 60% em relação ao controle. No entanto, nas maiores doses, o ganho foi crescente em função do tempo, sendo de 284,4% e 351,5% para a dose de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente, aos 23 anos. Ressalta-se que o ganho proporcionado pela dose de 10 Mg ha⁻¹, em

relação à de 5 Mg ha⁻¹, foi de 373,9%; e quando comparado à dose de 10 Mg ha⁻¹ com a de 20 Mg ha⁻¹, esse ganho foi de apenas 24% (Figura 11a).

No LVef, o ganho percentual de P disponível ao longo dos anos foi constante na dose de 5 Mg ha⁻¹, com média de 17,7%, quando comparada ao controle. Nas doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹, esse incremento, aos 23 anos, foi de 271,1% e de 343,1%, respectivamente. De maneira semelhante ao LVd, o ganho proporcionado pela dose de 10 Mg ha⁻¹, comparada à dose de 5 Mg ha⁻¹ foi maior, sendo de 1432%. E quando comparado o T10 com o T20, o ganho foi de apenas 26,5% (Figura 11b).

Destaca-se ainda que existe um momento de intersecção, aproximadamente aos 8,5 anos, entre os tratamentos T10 e T20, indicando que, a partir desse período o ganho percentual proporcionado pelo T20 foi superior ao T10 (Figura 11b).

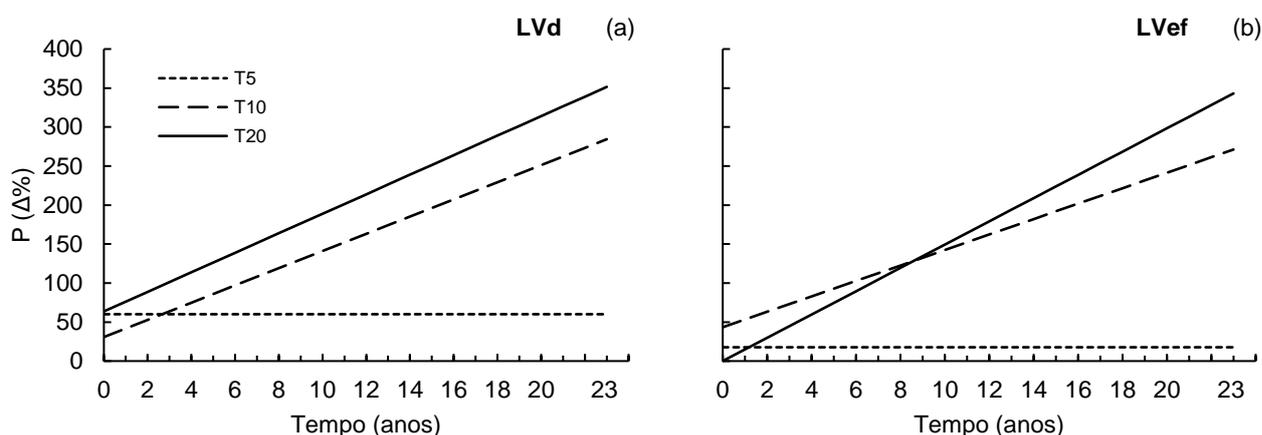


Figura 11. Variação porcentual (Δ%) nos teores de fósforo (P) disponível proporcionado pelas doses de 5 Mg ha⁻¹ (T5), 10 Mg ha⁻¹ (T10) e 20 Mg ha⁻¹ (T20) em relação ao tratamento controle (T0= 0 Mg ha⁻¹) ao longo de 23 anos de aplicação anual de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) (b).

A análise hierárquica de cluster, para o teor de P disponível, dividiu as doses de LE em função do tempo, em dois grupos principais para ambos os solos estudados, sendo um com as doses maiores (Grupo 1) e outro com as doses menores (Grupo 2). A distância euclidiana foi menor no grupo 1 para o LVd e maior no LVef (Figuras 12a-b).

Em ambos os solos, o incremento de P disponível proporcionado pelas doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹ foi maior em relação às doses de 0 Mg ha⁻¹ e 5 Mg ha⁻¹ (Figuras 12 a-b).

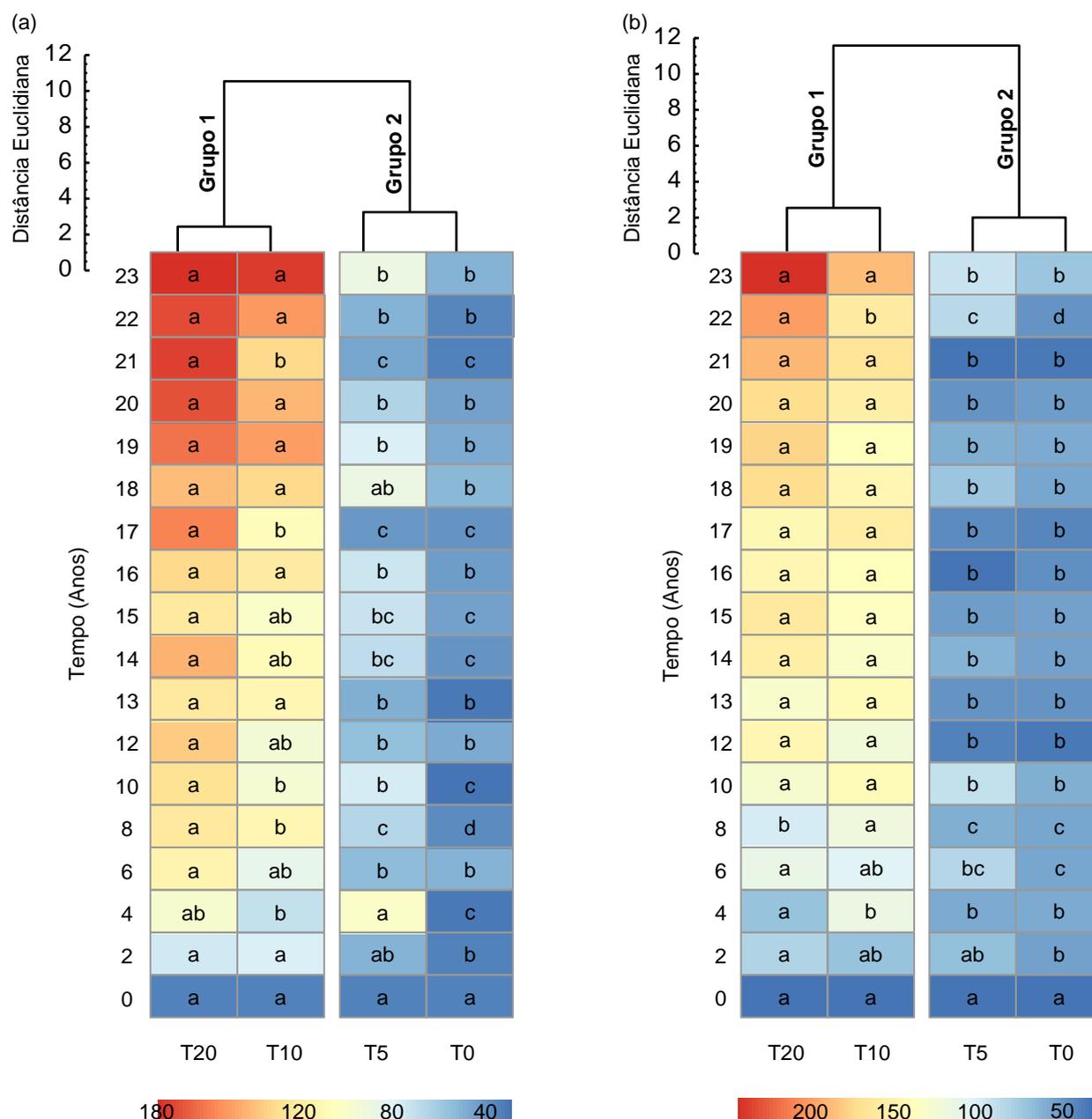


Figura 12. Análise hierárquica de cluster com os dados padronizados, mapa de calor com os valores absolutos e teste de comparação de médias para o teor de fósforo (P) disponível em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (a) e Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) (b) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. T0 = 0 Mg ha⁻¹, T5 = 5 Mg ha⁻¹, T10 = 10 Mg ha⁻¹ e T20 = 20 Mg ha⁻¹. As cores representam a variação no teor de P com valor crescente do azul ao vermelho. Letras minúsculas comparam médias dos tratamentos em cada ano de pelo teste de Tukey $p \leq 0,05$.

4.4 Interação da matéria orgânica (MO) com o fósforo (P) disponível e a capacidade de troca catiônica (CTC)

A análise de correlação de Pearson demonstra que o ganho de MO, em função dos anos de aplicação de LE, aumenta de forma proporcional os atributos dos solos avaliados. No LVd, os teores de P disponíveis e a MO apresentaram correlação positiva com alto coeficiente ($r \geq 0,75$), sobretudo nas doses de 10 Mg ha^{-1} e 20 Mg ha^{-1} ($p < 0,01$) (Figuras 13a-d). Para os valores de CTC, essa correlação com a MO também ficou evidente e com elevado coeficiente desde a dose de 5 Mg ha^{-1} ($p < 0,01$) (Figuras 13e-h).

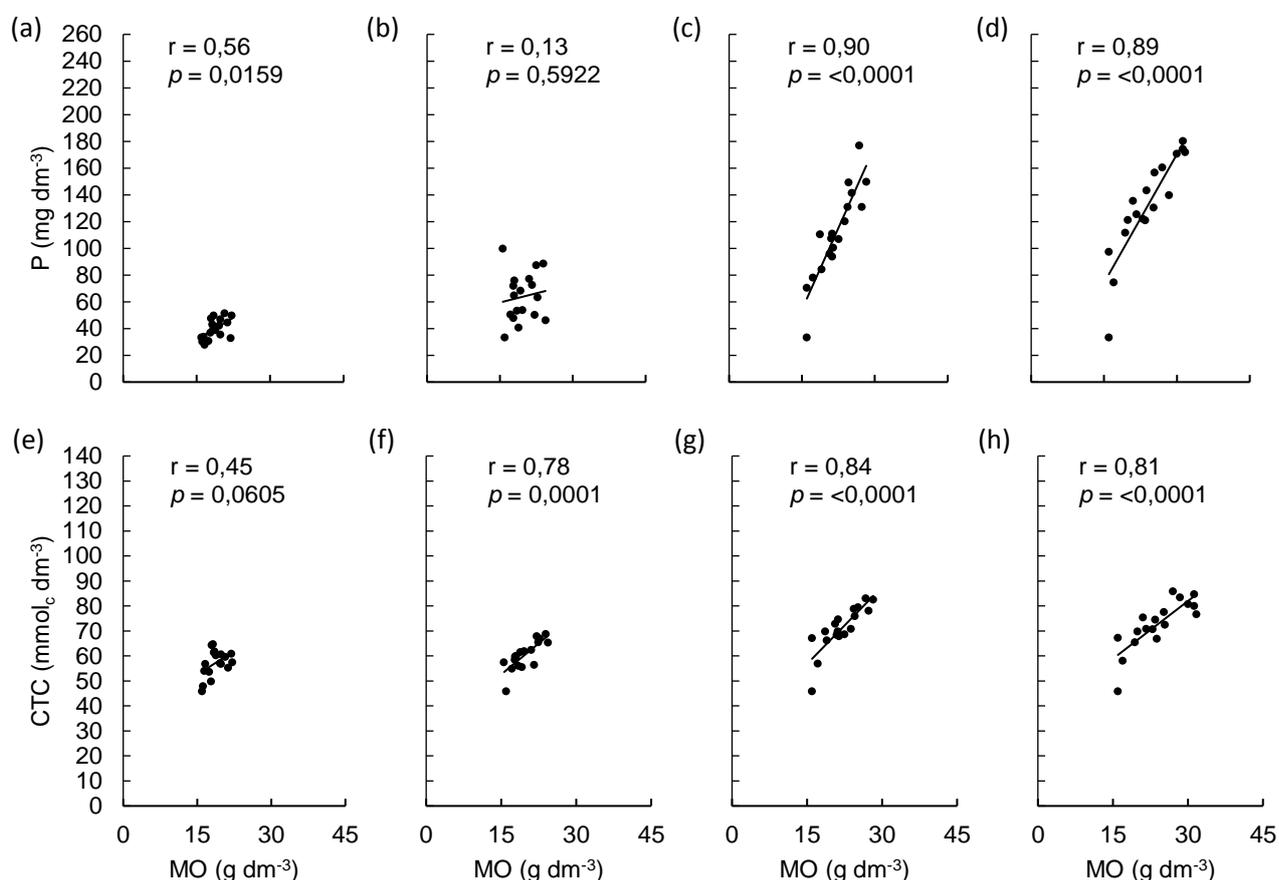


Figura 13. Análise de correlação entre os teores de matéria orgânica (MO) e fósforo (P) disponível para 0 Mg ha^{-1} (a), 5 Mg ha^{-1} (b), 10 Mg ha^{-1} (c) e 20 Mg ha^{-1} (d); e entre MO e capacidade de troca catiônica (CTC) para 0 Mg ha^{-1} (e), 5 Mg ha^{-1} (f), 10 Mg ha^{-1} (g) e 20 Mg ha^{-1} (h) em Latossolo Vermelho distrófico (LVd) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. r = coeficiente de correlação de Pearson, e p = p-value.

No LVef, a MO apresentou correlação positiva com o P disponível e a CTC. No entanto, apenas na dose de 20 Mg ha⁻¹ foi observado alto coeficiente de correlação ($p < 0,01$) (Figuras 14a-h). Isso demonstra que o ganho de P disponível e CTC, proporcionado pela MO, depende de altas doses de aplicação e do tipo de solo.

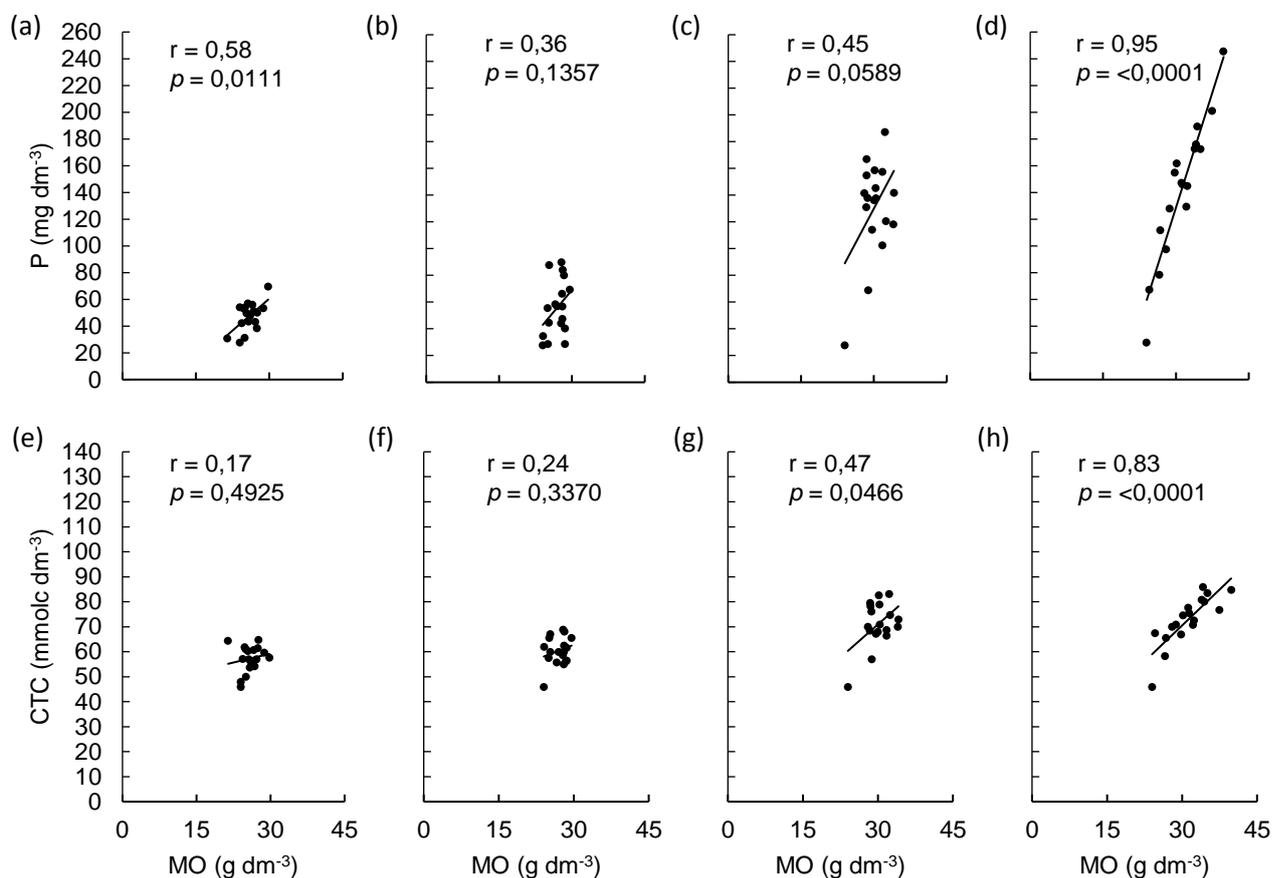


Figura 14. Análise de correlação entre os teores de matéria orgânica (MO) e fósforo (P) disponível para 0 Mg ha⁻¹ (a), 5 Mg ha⁻¹ (b), 10 Mg ha⁻¹ (c) e 20 Mg ha⁻¹ (d); e entre MO e capacidade de troca catiônica (CTC) para 0 Mg ha⁻¹ (e), 5 Mg ha⁻¹ (f), 10 Mg ha⁻¹ (g) e 20 Mg ha⁻¹ (h) em Latossolo Vermelho eutrófico (LVef) tratados com aplicações anuais de doses crescentes de lodo de esgoto durante 23 anos. r = coeficiente de correlação de Pearson, e p = p-value.

5. DISCUSSÃO

5.1 Matéria orgânica (MO)

Solos de regiões sob clima tropical apresentam, naturalmente, resistência ao aumento nos teores de MO. A taxa de degradação dos resíduos orgânicos aplicados ao solo é acelerada pelo aumento da atividade microbiana, que ocorre devido às

temperaturas mais elevadas (Castro et al., 2015). Dessa forma, os efeitos da aplicação de LE, no solo só podem ser vistos em experimentos de longa duração e com altas taxas de aplicação. Mas, em geral, os trabalhos publicados consistem em ensaios de alteração de curto prazo com diferentes doses de LE usando diferentes sistemas de cultivo. Assim, poucos estudos avaliaram atentamente as interações a longo prazo entre o LE e os atributos químicos do solo, sobretudo considerando a variação entre tipos de solo.

A análise da série histórica de 23 anos de aplicação anual de LE no LVd aumentou os teores de MO em todas as doses avaliadas. No tratamento sem aplicação de LE, o ganho de MO ocorreu pelo manejo adequado do solo, cultivo mínimo, controle da erosão por curvas de nível, manutenção dos restos culturais na superfície do solo e reposição dos nutrientes extraídos no cultivo anterior, o que garantiu bom desenvolvimento da planta e gerou grande quantidade de resíduos. Soma-se a isto o fato de que, em 83% dos cultivos, foi utilizada cultura de alta relação C/N (milho) e boa produção de palhada e do sistema radicular, contribuindo para que não houvesse decréscimo no estoque de C-orgânico do solo (Yang et al., 2018). A aplicação de N-mineral, nas doses recomendadas para as culturas que fizeram parte do experimento, proporcionou relação C/N adequada para o acúmulo de MO.

Aliada ao manejo adequado do solo, a aplicação de doses de LE a longo prazo aumentou a MO no LVd, porque esse resíduo orgânico possui elevadas concentrações de C-orgânico e de nutrientes para as plantas, especialmente N e P (Sharma et al., 2017), contribuindo para a maior produção de biomassa das plantas cultivadas. Além disso, o LE é um agente condicionador do solo, o que, juntamente com outros nutrientes, melhora a atividade biológica, com a síntese de substâncias húmicas estabilizadas (Melo et al., 2018).

No entanto, os efeitos da aplicação de doses de LE variaram em função do tipo de solo utilizado. No presente experimento de campo a aplicação de doses de LE, durante 23 anos, em solo sob clima tropical com característica arenosa e baixa fertilidade (LVd), proporcionou aumento linear da MO com taxas de incremento anual proporcionais à dose aplicada. Mas, o efeito da aplicação do LE em solo argiloso, rico em óxidos de ferro e alumínio com média fertilidade (LVef), foi evidente apenas na maior dose (20 Mg ha⁻¹).

Nas doses de 5 Mg ha⁻¹ e 10 Mg ha⁻¹, não ocorreu aumento da MO porque o LVef possui, naturalmente, maior teor de MO em relação ao LVd e, além disso, apresenta alta concentração de óxido de ferro, que interage fortemente com a MO. Quando o LE foi adicionado no solo, provavelmente, ocorreu aumento da atividade microbiana, solubilizando formas de ferro, que interagiram com o C-orgânico dissolvido, formando complexos metalorgânicos estáveis, que em seguida se recrystalizaram sobre a MO do solo (Eusterhues et al., 2003; 2005; Guppy et al., 2005).

Neste cenário, ocorreu a formação de formas recalcitrantes de C-orgânico, que foram protegidas durante a determinação química. Essa hipótese é sustentada porque foi utilizado o método de oxidação por via úmida para a determinação do C-orgânico, o qual utiliza dicromato de sódio ou potássio em presença de ácido sulfúrico concentrado e não consegue oxidar formas mais recalcitrantes de C-orgânico (Guppy et al., 2005). Por essas razões, o efeito da aplicação de LE no LVef ficou evidente somente na dose de 20 Mg ha⁻¹, quando provavelmente houve excesso de material orgânico solúvel em relação ao óxido de ferro ativado.

A análise exploratória dos dados de 23 anos de aplicações anuais de doses de LE classifica o efeito dos tratamentos nos teores de MO em um grupo com doses menores (T0 e T5) e outro com doses maiores (T10 e T20). Essa classificação foi baseada no método de Ward, que permite juntar tratamentos em grupos, de modo que a variação dentro de um grupo seja minimizada (Johnson e Wichern, 2013). O LE aplicado anualmente em altas taxas tem a capacidade de aumentar os atributos do solo e sua fertilidade, dada a concentração de nutrientes e de C-orgânico (Urrea et al., 2019). Por essa razão, os padrões de alteração dos teores de MO são semelhantes em doses maiores, quando comparadas com doses menores, mesmo em solos com nível de fertilidade diferente (LVd e LVef).

A análise de variação percentual é importante, pois permite demonstrar os ganhos proporcionados pela aplicação de doses de LE em relação ao tratamento controle, sobretudo quando se utiliza um resíduo orgânico com risco potencial de contaminação ambiental. Os efeitos do LE na MO são dependentes do tipo de solo, sendo observada maior eficiência proporcionada pela dose de 10 Mg ha⁻¹ em relação a 20 Mg ha⁻¹ no LVd, porque o ganho na MO é relevante e é aplicada apenas a metade da quantidade de possíveis contaminantes ambientais.

Entretanto, no LVef, o efeito da aplicação anual de LE, em função do tempo, foi evidente apenas na dose de 20 Mg ha⁻¹, demonstrando a menor sensibilidade ao aumento desse atributo. Ressalta-se que, neste solo, o aumento de MO, na dose de 20 Mg ha⁻¹ tornou-se evidente apenas a partir do 4º ano, sugerindo que tenha ocorrido o efeito *priming* temporário nos primeiros anos de aplicação do resíduo. Essa hipótese sustenta-se porque a aplicação de grande massa de LE aumenta expressivamente a oferta de C e N no solo, induzindo aumento da população microbiana, favorecida pela presença da fração de material orgânico de fácil decomposição no LE (Castro et al., 2015; Korboulewsky et al., 2002; Brady e Weil, 2013). Estudos realizados nas mesmas parcelas deste experimento, nos anos iniciais de aplicação de LE na área com LVef, mostraram que a respiração basal do solo foi maior no tratamento com aplicação de 20 Mg ha⁻¹ (Melo et al., 2018).

Dessa forma, a imobilização do C-orgânico nos microrganismos do solo resultou em temporária diminuição dos teores de MO na dose de 20 Mg ha⁻¹. Esse evento é reforçado quando se analisaram os efeitos proporcionados pela dose de 10 Mg ha⁻¹ neste solo, onde a menor oferta de C e N não induziu esse desequilíbrio na população microbiana. Assim, a dose de 10 Mg ha⁻¹ proporcionou maiores incrementos nos teores de MO nos primeiros anos de condução do experimento, como visto na análise de comparação de médias. No entanto, após esse período, foi atingido um equilíbrio na população microbiana associado à estabilização da MO do solo (substâncias húmicas), evidenciado pelo aumento linear a partir desse período, sobretudo, na dose de 20 Mg ha⁻¹.

A eficiência da dose de 10 Mg ha⁻¹ no LVd e da dose de 20 Mg ha⁻¹ no LVef é reforçada a partir da análise da distância euclidiana, porque esse parâmetro permite demonstrar o grau de semelhança das doses sobre o resultado (Witten et al., 2017). Dessa forma, no LVd, a distância euclidiana do grupo 1 é menor, demonstrando que as doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹ proporcionam efeito semelhante nos teores de MO. E no LVef, a distância euclidiana é maior, indicando que, apesar de estarem no mesmo grupo, ocorre uma diferença entre as doses.

Até o oitavo ano de aplicações de LE, as doses utilizadas neste experimento não causaram ganho de MO no LVd. Isso ocorreu porque a MO apresenta resistência ao aumento em solos de clima tropical, dada a acelerada degradação do resíduo

orgânico (Castro et al., 2015). No entanto, após o décimo ano de aplicação de LE, o ganho de MO foi evidente entre as doses, sobretudo entre 10 e 20 Mg ha⁻¹ no LVd.

Em solos de baixa fertilidade, altas doses de LE, associadas à elevada frequência de aplicação promovem aumento da MO. Assim, proporciona diversas vantagens por alterar as propriedades físico-químicas do solo, como o aumento da disponibilidade de nutrientes, a maior capacidade de retenção de cátions (Florentino et al., 2019; Antolín et al., 2005) e a complexação de elementos-traço potencialmente tóxicos, que é um fator que limita o uso de LE no solo, sendo impostos limites pela legislação (CONAMA, 2006).

A diminuição da biodisponibilidade de elementos potencialmente tóxicos, em decorrência da aplicação de LE no solo, ocorre porque as formas solúveis (ácido fúlvico) ou insolúveis (ácido húmico) presentes na MO convertem os elementos em frações menos solúveis, formando complexos metalo-orgânicos estáveis (Nogueira et al., 2010; Park et al., 2011). Dessa forma, quando os teores de MO são aumentados pela adição de LE, os efeitos prejudiciais relacionados à contaminação por elementos potencialmente tóxicos são parcialmente neutralizados (Mohapatra et al., 2016).

Além disso, também foi demonstrado que, após 10 anos de aplicações anuais de LE a atividade das enzimas amilase, celulase, invertase e desidrogenase, bem como a respiração basal do solo e o conteúdo de carbono da biomassa microbiana, não diminuíram (Melo et al., 2018), comprovando que não ocorre efeito deletério no ecossistema (Xue e Huang, 2013). Aumentos no teor de C-orgânico do solo, atribuídos à melhoria na qualidade biológica, também foram observados com a aplicação de LE por 3 anos consecutivos, demonstrando que a adição de um resíduo orgânico aumentou a atividade microbiana e o teor de MO, mesmo em solos de clima temperado (Antolín et al., 2005).

Em solos sob clima tropical, com experimento de campo por longo prazo (23 anos), efeitos semelhantes foram obtidos, com variação entre os tipos de solo. Desta forma, é importante a realização de estudos como este, pois além de contribuir com a destinação correta de um resíduo urbano, pode promover efeitos positivos na melhoria da fertilidade do solo, aumentando a sustentabilidade da agricultura.

5.2 Capacidade de troca catiônica (CTC)

A aplicação de doses crescentes de LE aumentou a MO no LVd e refletiu em ganhos na CTC. Sabe-se que a MO é um atributo importante para a qualidade do solo porque possui em sua constituição substâncias húmicas, principalmente ácidos húmicos, que são os componentes quimicamente mais ativos nos solos e possuem capacidade de troca de cátions superior à das argilas (Diacono e Montemurro, 2010). Dessa forma, manejos que favorecem a MO, como a aplicação anual de LE a longo prazo, incrementam a CTC do solo.

Considerando os efeitos proporcionados pelas doses de LE no LVd, foi possível notar que a taxa de incremento anual da dose de 10 Mg ha⁻¹ foi próxima à observada para a dose de 20 Mg ha⁻¹, representando o aumento de 181% e 197%, respectivamente em relação ao tratamento controle. Esse resultado confirma que os efeitos proporcionados pela dose de 10 Mg ha⁻¹ são mais eficientes em melhorar os atributos do solo com a considerável diminuição do volume de resíduo aplicado e também dos riscos ambientais.

Vale ressaltar que a aplicação de LE a longo prazo no LVef, apesar de ter aumentado a MO apenas na dose de 20 Mg ha⁻¹, aumentou a CTC desde a dose de 10 Mg ha⁻¹. Isso indica que, provavelmente, houve aumento dos teores de MO com essa dose, mas que, de fato, o método de oxidação do C-orgânico não foi suficiente para atingir as formas mais recalcitrantes de C-orgânico formadas a partir da complexação com o Fe. No entanto, a taxa de incremento anual em CTC foi maior com a aplicação de 20 Mg ha⁻¹.

Esses ganhos em CTC são extremamente relevantes para melhorar a fertilidade dos solos em regiões de clima tropical e subtropical úmidas do Brasil, porque, nesses solos, a maior parte das cargas presentes são variáveis e fortemente influenciadas pela MO (Alleoni et al., 2009). Soma-se a isso o fato de que, em altas temperaturas e condições de umidade, as taxas de decomposição dos resíduos orgânicos são acentuadas, dificultando o acúmulo de MO (Antolín et al., 2005).

5.3 Fósforo (P) disponível

O tratamento controle não alterou o teor de P disponível no LVd e no LVef após 23 anos de aplicação de LE. Isso ocorreu porque apenas a incorporação dos resíduos

culturais não é suficiente para aumentar o teor de P no solo, pois, apesar de ser um nutriente de planta, seu conteúdo total no tecido foliar da maioria das espécies vegetais é baixo, variando de 0,2 a 0,4% da matéria seca (Bhattacharya, 2019). No entanto, vale ressaltar que o cultivo contínuo não diminuiu o teor de P em ambos os solos, pois a quantidade de P fornecida na adubação no, tratamento controle, foi baseada na necessidade da cultura e no teor do solo.

No entanto, quando o LE foi aplicado anualmente, em média e altas doses (10 e 20 Mg ha⁻¹), o P disponível aumentou em ambos os solos. Isso pode ser associado ao efeito direto do LE como fonte de P, que contribui para o aumento da oferta desse nutriente. Este resíduo possui concentração de P na faixa de 1,1 a 5,5% (Haynes et al., 2009), presente predominantemente, na forma inorgânica (>80%) (Karunanithi et al., 2015).

Outro fator relacionado ao aumento na disponibilidade de P está em função do incremento de MO ao solo. Como demonstrado, a aplicação de LE aumenta a MO, contribuindo indiretamente para o aumento da disponibilidade de P, principalmente por diminuir a adsorção desse elemento nos coloides do solo (Karunanithi et al., 2015).

A adsorção é o um processo de ligação química do P da solução à superfície de componentes do solo, incluindo óxidos hidratados (Fe, Al e Mn), carbonatos e coloides de argila (Guppy et al., 2005), predominantemente presentes em solos de regiões de clima tropical devido ao seu alto grau de intemperização (Loganathan et al., 2014). Dessa forma, nessas condições de cultivo, a adsorção é a principal forma de disponibilização do P que diminui a eficiência de uso desse nutriente. Assim, os ganhos na disponibilidade de P em decorrência do aumento da MO são de importância relevante.

A presença de MO diminui a adsorção do P devido a três fatores principais: (i) as grandes moléculas das substâncias orgânicas podem deposita-se na superfície dos óxidos, formando um impedimento físico, que diminui os pontos para ligações do fosfato (Brady e Weil, 2013b); (ii) devido à liberação de ânions orgânicos (carboxilatos e fenolatos), que competem com o P pelos locais de adsorção, induz uma inibição competitiva, porque a alta concentração desses ânions e a conformação de suas estruturas químicas permitem que ocorra a troca de ligantes (Brady e Weil, 2013b; Tiritan et al., 2016); e (iii) pode haver a formação de quelatos orgânicos de Fe e Al

(Brady e Weil, 2013b). Esses efeitos combinados resultam na diminuição da adsorção e na liberação de íons fosfatos previamente adsorvidos.

O efeito da adição de LE, em ambos os solos, foi evidenciado sobretudo nas doses de 10 Mg ha⁻¹ e 20 Mg ha⁻¹. No LVd, as taxas de ganho anual de P disponível, proporcionadas por essas doses, foram muito semelhantes, sendo de 4,4 mg dm⁻³ e 5,0 mg dm⁻³, respectivamente. Isso sugere que a aplicação anual de 20 Mg ha⁻¹ a longo prazo tenha favorecido as perdas de P por lixiviação. Essas perdas são possíveis porque o LE é uma fonte potencial desse nutriente, e as áreas de cultivos agrícolas que recebem aplicações de grandes quantidades desse resíduo, ao longo de vários anos consecutivos, podem sofrer alteração nos atributos do solo e aumentar o teor de P disponível a teores que excedem os necessários pelas culturas (Alleoni et al., 2012).

O LE é aplicado aos solos com base no suprimento de N (Kominko et al., 2017), e, apesar de fornecer mais N que P, as culturas agrícolas absorvem cerca de quatro vezes mais N, levando a um aumento gradual nos teores de P no solo (Shober e Sims, 2003) e o P presente no LE é principalmente inorgânico (Karunanithi et al., 2015). Assim, o excesso de P nos solos leva ao seu acúmulo em formas químicas com potencial de movimentação externa via lixiviação e, ainda, por escoamento superficial (Haynes et al., 2009).

Cabe ressaltar que o excesso de P no solo também leva ao seu acúmulo em formas químicas estáveis e insolúveis, que não são detectadas no método de extração, mas que podem ser solubilizadas ao longo de muitos anos e serem lixiviadas, poluindo os ecossistemas aquáticos (Alleoni et al., 2012). Isso pode ocorrer porque grande parte do P da solução, em solos que receberam elevada quantidade de resíduo orgânico, está como P-orgânico dissolvido, que possui maior mobilidade em relação aos fosfatos inorgânicos solúveis, provavelmente porque resistam mais às interações de adsorção com Fe, Al e carbonato de cálcio presentes no solo (Korboulewsky et al., 2002; Brady e Weil, 2013b; Abboud et al., 2018).

No LVef, a taxa de incremento anual de P disponível, proporcionado pela dose de 20 Mg ha⁻¹ foi superior à obtida com a dose de 10 Mg ha⁻¹. Isso ocorreu porque a MO aumentou predominantemente nessa dose e, provavelmente, aumentou o P-lábil do solo (Guppy et al., 2005). Associado a isso, o LVef possui características físicas e

químicas que limitam a ocorrência de perdas por lixiviação, relacionadas principalmente à alta concentração de argila (Haynes et al., 2009), sobretudo de óxidos de Fe e Al (Reis et al., 2014), que são agentes complexantes do P lábil (Fontes e Weed, 1996; Alleoni et al., 2012).

O aumento no teor de P proporcionado pela aplicação anual de LE, nas doses de 10 e 20 Mg ha⁻¹, foi evidenciado em ambos os solos, pois antes da instalação do experimento os teores foram classificados como médio (16 - 40 mg dm⁻³) e, após os 23 anos, classificados como muito alto (>80 mg dm⁻³), segundo a classificação de Raij et al. (1997).

Maiores disponibilidades de P em solos de regiões de clima tropical são importantes porque, nesses solos, as interações do P com as frações orgânica e mineral são complexas e refletem em altas taxas de aplicação de adubos fosfatados. Desta forma, a eficiência de uso do P no Brasil é de 177 kg kg⁻¹ de P, sendo inferior em relação a países como Argentina, Estados Unidos e União Europeia, que possuem eficiências de 505, 433 e 379 kg kg⁻¹ de P, respectivamente (Bhattacharya, 2019).

Esses valores demonstram que estudos que avaliam as modificações nos teores de P, causadas por aplicações a longo prazo de LE, em diferentes tipos de solo, são importantes para contribuir com o manejo sustentável dos cultivos agrícolas. Neste experimento, foi constatado que elevada quantidade de LE proporciona adição de P disponível maior do que a utilizada em adubações com fertilizantes minerais.

6. CONCLUSÕES

A resposta da matéria orgânica, da capacidade de troca catiônica e do P disponível no solo à aplicação de doses anuais de lodo de esgoto, por longo período de tempo, em condições de clima tropical depende da dose aplicada e do tipo de solo.

Em solo arenoso e com baixa fertilidade, doses baixas (5 Mg ha⁻¹), médias (10 Mg ha⁻¹) ou elevadas (20 Mg ha⁻¹) de lodo de esgoto aumentam o teor de matéria orgânica, a capacidade de troca catiônica e o P disponível continuamente, sendo a dose de 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ a mais eficiente, proporcionando efeitos expressivos e menor risco de contaminação ambiental.

Em solo argiloso e com média fertilidade, o incremento eficiente na matéria orgânica, na capacidade de troca catiônica e no P disponível é alcançado com a dose anual de 20 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto.

REFERÊNCIAS

Abboud FY, Favaretto N, Motta ACV, Barth, G, Goularte, GD, (2018) Phosphorus mobility and degree of saturation in oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil and Tillage Research** 177:45–53.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.014>

Abreu-Junior CH, de Lima Brossi MJ, Monteiro RT, Cardoso PHS, da Silva Mandu T, Nogueira TAR, Ganga A, Filzmoser P, de Oliveira FC, Firme, LP, He Z, Capra GF (2019) Effects of sewage sludge application on unfertile tropical soils evaluated by multiple approaches: A field experiment in a commercial Eucalyptus plantation. **Science of the Total Environment** 655:1457–1467.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.334>

Alleoni LRF, Fernandes AR, Correia BL (2012) Sequential extraction of phosphorus in an Oxisol amended with biosolids in a long-term field experiment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 161:145–151.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.029>

Alleoni LRF, Mello JWV, Rocha WSD da (2009) Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo, in.: Mello VF, Alleoni LRF (Eds.) **Química e Mineralogia do Solo: Parte II Aplicações**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 70–126.

Andrioli I, Centurion JF (1999) Levantamento detalhado dos solos da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, **Anais...** Brasília: SBCS, p.1–4.

Antolín MC, Pascual I, García C, Polo A, Sánchez-Díaz M, (2005) Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. **Field Crops Research** 94:224–237.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2005.01.009>

Barbosa JC, Maldonado Júnior W, (2020) **AgroEstat** - Sistema de análises estatísticas de ensaios agrônômicos, Versão 1.0. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista. 396p.

Bhattacharya A (2019) Changing Environmental Condition and Phosphorus-Use Efficiency in Plants in. in.: **Changing Climate and Resource Use Efficiency in Plants**.

<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-816209-5.00005-2>

Bolan NS, Kunhikrishnan A, Naidu R (2013) Carbon storage in a heavy clay soil landfill site after biosolid application. **Science of the Total Environment** 465:216–225.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.093>

Brady NC, Weil RR, (2013a) Soil organic matter, in.: **Elements of Nature and Soil Properties**. Porto Alegre: Bookman, p. 398–435.

Brady NC, Weil RR, (2013b). Nutrient cycling and soil fertility, in: **Elements of Nature and Soil Properties**. Porto Alegre: Bookman, p. 437–499.

Cantarella H, Quaggio JA, Raij BV (2001) Determinação da matéria orgânica. in.: Raij BV, Andrade JC de, Cantarella H, Quaggio JA (Eds.) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, p. 173–180.

Castro GSA, Crusciol CAC, Calonego JC, Rosolem CA (2015) Management impacts on soil organic matter of tropical soils. **Vadose Zone Journal** 14:1-8

<https://doi.org/10.2136/vzj2014.07.0093>

CONAMA (2006). **Resolução Conama nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em 29 jan. 2020.

Cordell D, Drangert JO, White S, (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change** 19:292–305.

<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>

Diacono M, Montemurro F (2010) Long-term effects of organic amendments on soil

fertility. A review. **Agronomy for Sustainable Development** 30:401–422.
<https://doi.org/10.1051/agro/2009040>

Eusterhues K, Rumpel C, Kleber M, Kögel-Knabner I (2003) Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. **Organic Geochemistry** 34:1591–1600.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2003.08.007>

Eusterhues K, Rumpel C, Kögel-Knabner I (2005) Stabilization of soil organic matter isolated via oxidative degradation. **Organic Geochemistry** 36:1567–1575.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.06.010>

Florentino AL, Ferraz A de V, Gonçalves JL de M, Asensio V., Muraoka T, Santos Dias CT dos, Nogueira TAR, Capra GF, Abreu-Junior CH (2019) Long-term effects of residual sewage sludge application in tropical soils under Eucalyptus plantations. **Journal of Cleaner Production** 220:177–187.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.065>

Fontes MPF, Weed SB (1996) Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: Relationships with specific surface area and mineralogy. **Geoderma** 72: 37–51.
[https://doi.org/10.1016/0016-7061\(96\)00010-9](https://doi.org/10.1016/0016-7061(96)00010-9)

Guppy, C.N., Menzies, N.W., Moody, P.W., Blamey, F.P.C., 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research** 43:189–202.
<https://doi.org/10.1071/SR04049>

Hamdi H, Hechmi S, Khelil MN, Zoghalmi IR, Benzarti S, Mokni-Tlili S, Hassen A, Jedidi N (2019) Repetitive land application of urban sewage sludge: Effect of amendment rates and soil texture on fertility and degradation parameters. **Catena** 172:11–20.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.015>

Haynes RJ, Murtaza G, Naidu R (2009) Chapter 4 Inorganic and Organic Constituents and Contaminants of Biosolids: Implications for Land Application. **Advances in Agronomy** 104:165-267.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(09\)04004-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(09)04004-8)

Johnson RA, Wichern DW (2013) Applied Multivariate Statistical Analysis. New Jersey: Pearson New International, 815 p.

Kacprzak M, Neczaj E, Fijałkowski K, Grobelak A, Grosser A, Worwag M, Rorat A, Brattebo H, Almås Å, Singh BR (2017) Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research** 156:39–46.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.010>

Karunanithi R, Szogi AA, Bolan N, Naidu R, Loganathan P, Hunt PG, Vanotti MB, Saint CP, Ok YS, Krishnamoorthy S (2015) Phosphorus recovery and reuse from waste streams **Advances in Agronomy** 131:173-250

<https://doi.org/10.1016/bs.agron.2014.12.005>

Kaza S, Yao L, Bhada-Tata P, Van Woerden F (2018) What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Washington: The World Bank, 272p.

<https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>

Kominko H, Gorazda K, Wzorek Z (2017) The Possibility of Organo-Mineral Fertilizer Production from Sewage Sludge. **Waste and Biomass Valorization** 8:1781–1791.

<https://doi.org/10.1007/s12649-016-9805-9>

Korboulewsky N, Dupouyet S, Bonin G (2002) Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: Carbon, heavy metals, nitrogen, and phosphorus accumulation. **Journal of Environmental Quality** 31:1522–1527.

<https://doi.org/10.2134/jeq2002.1522>

Loganathan P, Vigneswaran S, Kandasamy J, Bolan NS (2014) Removal and recovery of phosphate from water using sorption. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology** 44:847–907.

<https://doi.org/10.1080/10643389.2012.741311>

Machado KC, Grassi MT, Vidal C, Pescara IC, Jardim WF, Fernandes AN, Sodr e FF, Almeida FV, Santana JS, Canela MC, Nunes CRO, Bichinho KM, Severo FJR (2016) A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment** 572:138–146.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>

Mackey KRM, Paytan A (2009) Phosphorus Cycle. **Encyclopedia of Microbiology** 3:322–334. <https://doi.org/10.1016/B978-012373944-5.00056-0>

Melo WJ de, Marques MO, Melo VP de (2001) O uso agr cola do biooss lido e as

propriedades do solo, in: TSUTIYA, M.T. (Eds.) **Biossólido Na Agricultura.**, São Paulo: SABESP, p. 289–363.

Melo W, Delarica D, Guedes A, Lavezzo L, Donha R, de Araújo A, de Melo G, Macedo F (2018) Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. **Science of The Total Environment** 643:1493–1501. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.254>

Mohapatra DP, Cledón M, Brar SK, Surampalli RY (2016) Application of Wastewater and Biosolids in Soil: Occurrence and Fate of Emerging Contaminants. **Water, Air, & Soil Pollution** 77:227. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2768-4>

Nascimento AL, de Souza AJ, Oliveira FC, Coscione AR, Viana DG, Regitano JB (2020) Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of Cleaner Production** 258:1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120746>

Nogueira TAR, De Melo WJ, Fonseca IM, Marques MO, He Z (2010) Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of Hazardous Materials** 181:1148–1157. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.138>

ONU (2019) População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050, diz relatório da ONU. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/populacao-mundial-deve-chegar-a-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu/>>. Acesso em 25 jun. de 2020

Park JH, Lamb D, Paneerselvam P, Choppala G, Bolan N, Chung JW (2011) Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials** 185:549–574. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.082>

Prado R de M (2020) *Nutrição de Plantas*, 2ª. ed., São Paulo: Unesp 414 p.

Raij BV, Cantarella H, Quaggio JA, Furlani AMC (1997) *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*, 2ª. ed., Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas 285 p.

Raij BV, Quaggio JA (2001) *Determinação de fósforo, cálcio, magnésio e potássio*

extraído com resina trocadora de íons in.: Raij BV, Andrade JC de, Cantarella H, Quaggio JA (Eds.) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, p. 189–199.

Reis IMS, de Melo WJ, Júnior JM, Ferraudo AS, de Melo GMP (2014) Adsorção de cádmio em latossolos sob vegetação de mata nativa e cultivados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 38:1960–1969.
<https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000600030>

Sharma B, Sarkar A, Singh P, Singh RP (2017) Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management** 64:117–132.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.002>

Shober AL, Sims JT (2003) Phosphorus Restrictions for Land Application of Biosolids. **Journal of Environmental Quality** 32:1955–1964.
<https://doi.org/10.2134/jeq2003.1955>

Singh RP, Agrawal M (2008) Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management** 28:347–358.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>

Soares MR, Alleoni LRF (2008) Contribution of soil organic carbon to the ion exchange capacity of tropical soils. **Journal of Sustainable Agriculture** 32: 439–462.
<https://doi.org/10.1080/10440040802257348>

Srivastava P, Singh R, Bhadouria R, Tripathi S, Raghubanshi AS (2020) Temporal change in soil physicochemical, microbial, aggregate and available C characteristic in dry tropical ecosystem. **Catena** 190:104553.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104553>

StatSoft (2004) STATISTICA (data analysis software system).

Sui Y, Thompson ML, Mize CW (1999) Redistribution of Biosolids-Derived Total Phosphorus Applied to a Mollisol. **Journal of Environmental Quality** 28:1068–1074.
<https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800040002x>

Tiritan CS, Büll LT, Crusciol CAC, Carmeis Filho ACA, Fernandes DM, Nascente AS (2016) Tillage system and lime application in a tropical region: Soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. **Soil & Tillage Research** 155:437–447.

<https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.012>

Urrea J, Alkorta I, Garbisu C (2019) Potential benefits and risks for soil health derived from the use of organic amendments in agriculture. **Agronomy** 9:1–23.
<https://doi.org/10.3390/agronomy9090542>

USEPA (1996) Acid digestion of sediments, sludges and soils. Method 3050b. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>>. Acesso em: 29 jan. de 2020.

Vause D, Heaney N, Lin C (2018) Differential release of sewage sludge biochar-borne elements by common low-molecular-weight organic acids. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 165:219–223.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.005>

Wang X, Chen T, Ge Y, Jia Y (2008) Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. **Journal of Hazardous Materials** 160:554–558.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.046>

Witten IH, Frank E, Hall MA, Pal CJ (2017) Extending instance-based and linear models. in: Data Mining Data Mining (Fourth Edition). Massachusetts: Elsevier, p. 243–284.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804291-5.00007-6>

Xue D, Huang X (2013) The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. **Chemosphere** 93:583–589.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.065>

Yada MM, Mingotte FLC, de Melo WJ, de Melo VP, de Melo GMP, Proença UCM (2015) Physicochemical effects of long-term deposition of sewage sludge on Brazilian Oxisol. **Ecosystems and Sustainable Development** 192:469–479.
<https://doi.org/10.2495/eco150411>

Yang W, Miao J, Wang X, Xu J, Lu M, Li Z (2018) Corn-soybean intercropping and nitrogen rates affected crop nitrogen and carbon uptake and C:N ratio in upland red soil. **Journal of Plant Nutrition** 41:1890–1902.
<https://doi.org/10.1080/01904167.2018.1476540>

Zhou C, Fang W, Xu W, Cao A, Wang R (2014) Characteristics and the recovery

potential of plastic wastes obtained from landfill mining. **Journal of Cleaner Production** 80:80–86.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.083>