

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

**CICLAGEM DE CARBONO EM ÁREA SOB SEMEADURA DIRETA
E APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO**

MARIÂNGELA BRITO FREIBERGER

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de
Botucatu, para obtenção do título de
Doutor em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU – SP

Fevereiro – 2016

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

**CICLAGEM DE CARBONO EM ÁREA SOB SEMEADURA DIRETA
E APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO**

MARIÂNGELA BRITO FREIBERGER

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Theodoro Büll

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de
Botucatu, para obtenção do título de
Doutor em Agronomia (Agricultura).

BOTUCATU – SP

Fevereiro – 2016

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

F862c Freiburger, Mariângela Brito, 1987-
Ciclagem de carbono em área sob semeadura direta e aplicação de lodo de esgoto / Mariângela Brito Freiburger. - Botucatu : [s.n.], 2016
xii, 142 f. : grafs. color., tabs.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2016
Orientador: Leonardo Theodoro Büll
Inclui bibliografia

1. Dióxido de carbono. 2. Solos - Teor de carbono. 3. Química do solo. 4. Matéria orgânica. 5. Solos - Fertilidade. I. Büll, Leonardo Theodoro. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agronômicas. III. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: CICLAGEM DE CARBONO EM ÁREA SOB SEMEADURA DIRETA E APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO.

AUTORA: MARIÂNGELA BRITO FREIBERGER

ORIENTADOR: LEONARDO THEODORO BÜLL

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA (AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. LEONARDO THEODORO BÜLL
Dep de Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu



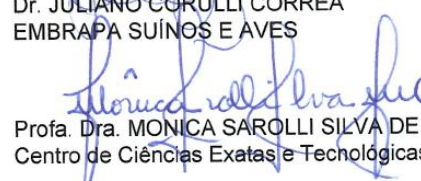
Prof. Dr. DIRCEU MAXIMINO FERNANDES
Dep de Solos e Recursos Ambientais / Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu



Prof. Dr. JULIANO CARLOS CALONEGO
Centro de Ciências Agrárias / UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA



Dr. JULIANO CORULLI CORRÊA
EMBRAPA SUÍNOS E AVES



Profa. Dra. MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas / UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ

Botucatu, 22 de fevereiro de 2016

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meus caminhos.

Ao Professor Dr. Leonardo Theodoro Büll, pela orientação e suporte, e, sobretudo, pela amizade e exemplo.

À Faculdade de Ciências Agronômicas por me acolher como aluna durante o período de Pós-Graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado e auxílio financeiro para a condução da pesquisa.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Dirceu Maximino Fernandes, Dr. Juliano Carlos Calonego, Dra. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa e Dr. Juliano Corulli Corrêa, pela disponibilidade, atenção e valiosa contribuição.

Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Agricultura) da FCA/UNESP, em especial aos Professores Dr. Carlos Alexandre Costa Crusciol, Dr. Ciro Antonio Rosolem, Dr. Dirceu Maximino Fernandes, Dr. Hélio Grassi Filho, Dr. Juliano Carlos Calonego e Dr. Roberto Lyra Villas Bôas pela amizade, ensinamentos e colaboração.

Aos funcionários do Departamento de Produção e Melhoramento Vegetal e do Departamento de Solos e Recursos Ambientais pela amizade e colaboração em todos os momentos.

Aos funcionários da biblioteca e da seção de Pós-Graduação pela atenção e serviços prestados.

Aos amigos de todas as horas, Grasiela Spada, Felipe Machado, Silvia Capuani, João Paulo Rigon, Danilo Almeida, Rubiana Rossi, Juan Raphael, Laércio Pivetta, Laerte Pivetta, Camila Tomaz, Renata Marques, Indiamara Marasca, Natália Ferreira, Lilian Favare, Susiane Moura, Ana Carolina Kummer, Tailene Kotz, Janaína Dartora, Deniele Marini, Simone Daneluz e Daiana Pauletti.

Aos demais amigos de Pós-Graduação pelo companheirismo de sempre.

A todos aqueles que, de alguma maneira, contribuíram para a realização desse trabalho.

Aos meus pais, Joana e Pedro, e aos meus irmãos Eliza e Renan, pelo apoio, suporte e carinho.

OFEREÇO.

Ao meu noivo, Gustavo Castoldi, pelo carinho, companheirismo, suporte, incentivo e amor incondicional.

DEDICO.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
RESUMO	1
SUMMARY	3
1. INTRODUÇÃO	5
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	8
2.1 Compartimentos de carbono na matéria orgânica do solo	8
2.1.1 Biomassa microbiana do solo	10
2.1.2 Ciclagem de carbono e nutrientes pela biomassa microbiana do solo	12
2.1.3 Fatores que afetam a atividade da biomassa microbiana e ciclagem de carbono no solo	13
2.2 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	17
2.3 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo	20
2.4 Disposição final do lodo de esgoto: condicionador de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e adubação de culturas agrícolas	23
2.4.1 Estoque de carbono em solo submetido à aplicação de lodo de esgoto	26
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3.1 Histórico do experimento e caracterização dos tratamentos	28
3.2 Caracterização da área experimental e dados climáticos.....	30
3.3 Condução do experimento	31
3.3.1 Cultivo da soja safra 2012/13	31
3.3.2 Cultivo da aveia-preta 2013.....	33
3.3.3 Reaplicação dos lodos e cultivo da soja safra 2013/14	33
3.3.4 Cultivo da aveia-preta 2014.....	34

3.4 Avaliações das culturas da soja e aveia-preta.....	34
3.4.1 Diagnose foliar, produtividade de grãos, massa de matéria seca, acúmulo de C e relação C/N da palhada da cultura da soja (safras 2012/13 e 2013/14).....	34
3.4.2 Massa de matéria seca e acúmulo de nutrientes na parte aérea da cultura da aveia-preta (cultivos 2013 e 2014)	35
3.5 Avaliação do fluxo de CO ₂ a partir do solo	36
3.6 Coleta e preparo das amostras de solo	36
3.7 Avaliações do solo	37
3.7.1 Densidade aparente do solo	37
3.7.2 Carbono da biomassa microbiana do solo	37
3.7.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo.....	39
3.7.4 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo	40
3.7.5 Carbono orgânico total e estoque de C no solo	41
3.7.6 Análise química básica do solo.....	41
3.8 Análise estatística dos resultados	41
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 Atributos químicos do solo	43
4.1.1 pH, H ⁺ Al e Al.....	43
4.1.2 K, Mg, Ca, P e S.....	46
4.1.3 SB, CTC e V%.....	50
4.1.4 Micronutrientes	53
4.2 Cultivos de soja e aveia-preta.....	57
4.2.1 Soja safra 2012/13.....	57
4.2.2 Aveia-preta 2013.....	61
4.2.3 Soja safra 2013/14.....	65
4.2.4 Aveia-preta 2014.....	70
4.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	75

4.3.1 Carbono orgânico total	75
4.3.2 Carbono da fração particulada	76
4.3.3 Carbono associado a minerais.....	78
4.4 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo	80
4.4.1 Carbono da fração ácido fúlvico	80
4.4.2 Carbono da fração ácido húmico	82
4.4.3 Carbono da fração humina.....	85
4.4.4 Relação entre o carbono das frações ácido húmico e ácido fúlvico.....	87
4.5 Carbono da biomassa microbiana do solo	88
4.6 Fluxo de CO ₂ a partir do solo	92
4.6.1 Soja safra 2012/13.....	92
4.6.2 Aveia-preta 2013.....	95
4.6.3 Soja safra 2013/14.....	98
4.6.4 Aveia-preta 2014.....	102
4.7 Estoque de carbono no solo	104
5. CONCLUSÕES	107
6. REFERÊNCIAS.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição química básica e metais pesados dos lodos aplicados em 2013. Botucatu, SP.	29
Tabela 2. Quantidade acumulada de elementos que foram adicionados ao sistema via aplicação de lodo de esgoto no decorrer de 12 anos. Botucatu, SP, 2014.	30
Tabela 3. Caracterização química do solo antes da implantação do experimento. Botucatu, SP, 2002.	31
Tabela 4. Teor de P, Ca e Mn na folha da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido e de lodo de esgoto centrifugado.	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) e temperaturas média, máxima e mínima (°C) registradas durante a condução do experimento. Botucatu, SP.	32
Figura 2. Valores de pH (CaCl_2) do solo nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	44
Figura 3. Teores de H^+Al nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	45
Figura 4. Teores de cálcio do solo nas camadas 10-20 cm (a) (média dos dois lodos) e 20-40 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	47
Figura 5. Teor de fósforo nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos); .	49
Figura 6. Valor de soma de bases (SB) nas camadas 10-20 cm (a) (média entre os dois lodos) e 20-40 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	51
Figura 7. Valor de saturação por bases (V%) nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	53
Figura 8. Teor de ferro nas camadas 0-5 cm (a) e 5-10 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	54
Figura 9. Teor de cobre na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	56
Figura 10. Teor de zinco nas camadas 5-10 cm (a) e 10-20 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	56
Figura 11. Teor de boro na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos); .	57

Figura 12. Teor de N (a), P (b) (média entre os dois lodos), Ca (c) e S (d) em folhas de soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	59
Figura 13. Teor de Mn (a) e Zn (b) em folhas de soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).....	60
Figura 14. Produtividade da soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).	61
Figura 15. Massa de matéria seca da aveia-preta em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).	62
Figura 16. Acúmulo de N (a), P (b), S (c) (média entre os dois lodos) e Ca (d) na aveia-preta em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).....	63
Figura 17. Acúmulo de carbono na parte aérea da aveia-preta 2013 em função de doses de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).....	64
Figura 18. Teor foliar de N (a), K (b) e Ca (c) na soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo de biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).....	66
Figura 19. Teor foliar de B (a) e Mn (b) (média dos dois lodos) e Zn (c) na soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).....	67
Figura 20. Produtividade da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).....	69
Figura 21. Relação C/N da palhada da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).	70
Figura 22. Massa de matéria seca da aveia-preta em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).....	71
Figura 23. Acúmulo de N (a), Mg (b), S (c) e Zn (d) na aveia-preta em função da aplicação de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).....	72

Figura 24. Acúmulo de P (a), Ca (b), B (c) e Cu (d) na aveia-preta em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e lodo de esgoto centrifugado (LC).	73
Figura 25. Acúmulo de carbono na parte aérea da aveia-preta 2013 em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois resíduos).	74
Figura 26. Carbono orgânico total na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).	75
Figura 27. Carbono orgânico particulado na camada 0-5 em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).	77
Figura 28. Carbono orgânico mineral na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).	79
Figura 29. Carbono da fração ácido fúlvico (C-FAF) nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).	81
Figura 30. Carbono da fração ácido húmico (C-FAH) nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).	84
Figura 31. Carbono da fração humina (C-FHU) nas camadas 0-5 cm (a) e 5-10 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).	86
Figura 32. Relação C-FAH/C-FAF nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).	87
Figura 33. Carbono da biomassa microbiana nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	89
Figura 34. Fluxo de CO ₂ a partir do solo durante o cultivo da soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC).	93

Figura 35. Correlação entre fluxo de CO ₂ e temperatura do solo (a) e entre fluxo de CO ₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da soja safra 2012/13.....	95
Figura 36. Fluxo de CO ₂ a partir do solo durante o cultivo da aveia-preta 2013 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC).....	96
Figura 37. Correlação entre fluxo de CO ₂ e temperatura do solo (a) e fluxo de CO ₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da aveia-preta 2013.	97
Figura 38. Fluxo de CO ₂ a partir do solo durante o cultivo da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).	99
Figura 39. Fluxo de CO ₂ a partir do solo em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos) aos 1, 3, 15 e 60 dias após semeadura da soja safra 2013/14.	100
Figura 40. Correlação entre fluxo de CO ₂ e temperatura do solo (a) e fluxo de CO ₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da soja safra 2013/14.....	101
Figura 41. Emissão total de C-CO ₂ a partir do solo em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos) durante o cultivo da soja safra 2013/14.	101
Figura 42. Fluxo de CO ₂ a partir do solo durante o cultivo da aveia-preta 2014 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC).....	102
Figura 43. Correlação entre fluxo de CO ₂ e do solo (a) e fluxo de CO ₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da aveia-preta 2014.....	103
Figura 44. Estoque de C na camada 00-05 cm em função de doses lodo em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).....	104

RESUMO

O estudo teve por principal objetivo avaliar o estoque de carbono (C), as alterações na quantidade de C microbiano, a qualidade da matéria orgânica (MO) e a emissão de CO₂ em decorrência de aplicações de lodos de esgoto em área sob semeadura direta. A área experimental, que apresenta Latossolo Vermelho de textura argilosa e está localizada em Botucatu, SP, tem sido conduzida com os mesmos tratamentos desde 2002. Os resultados constantes no presente estudo, entretanto, foram obtidos no período de outubro de 2012 a outubro de 2014. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso em esquema fatorial 2 x 4, com quatro repetições. Os tratamentos correspondem à aplicação bienal de dois resíduos (lodo biodigerido – LB e lodo centrifugado – LC) em quatro doses: 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ (base seca) e o sistema de produção utilizado nesse período foi a sucessão soja / aveia-preta. Em cada um dos cultivos avaliou-se características nutricionais e de produtividade das culturas e a emissão de CO₂ a partir do solo. Ao final do estudo foram coletadas amostras de solo para análise química básica, fracionamento da MO, C microbiano e estoque de C. A aplicação continuada de LC promoveu aumento do pH do solo e do teor de macronutrientes, principalmente Ca, bem como maior produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes na parte aérea da aveia-preta. O LC também promoveu maior acúmulo de C nas plantas e maior atividade dos microrganismos do solo, o que acarretou em maior teor de C da biomassa microbiana (até 390 mg kg⁻¹ na camada superficial), maior decomposição de MO leve e, conseqüente maior fluxo de CO₂ para atmosfera (de 4,8 a 6,2 µmol m⁻² s⁻¹). Aplicações de longa data de lodo de esgoto (LB ou LC) resultam no aumento do teor de micronutrientes no solo, a ponto de Cu, Fe, Mn e Zn se apresentarem em níveis que podem ser prejudiciais às plantas. A produtividade da soja

foi maior (até 3.232 kg ha⁻¹) quando do uso de doses de lodos equivalentes a 4,5 a 5,3 Mg ha⁻¹. A aplicação de lodos de esgoto resulta em aumento dos teores de C orgânico total (até 19,8 g kg⁻¹), C da fração particulada (até 0,88 g kg⁻¹) e C associado a minerais (até 19,0 g kg⁻¹) somente na camada superficial do solo. Dentre as substâncias húmicas, a fração humina foi a que mais contribuiu com o estoque de C no solo (até 13,8 g kg⁻¹). Após seis aplicações de lodo de esgoto, independentemente da dose e tipo de lodo, o estoque de C no solo aumentou apenas na camada superficial, e correspondeu a 106,2 Mg ha⁻¹.

Palavras-chave: emissão de CO₂, carbono microbiano, estoque de carbono no solo, fracionamento da matéria orgânico do solo.

CARBON CYCLING IN AN AREA UNDER NO-TILL AND LONG-TERM SEWAGE SLUDGE APPLICATION. Botucatu, 2016. 142p. Tese (Doutorado em Agronomia/Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: Mariângela Brito Freiburger

Adviser: Leonardo Theodoro Büll

SUMMARY

The study had as main objective to evaluate carbon (C) stock, changes in the amount of microbial C, quality of the soil organic matter (SOM) and CO₂ emission as affected by sewage sludge applications in area under no-till. The experimental area, which shows a clayey Rhodic Ferralsol and is located in Botucatu, SP, has been conducted with the same treatments since 2002. The results of the present study, however, were obtained in the period from October 2012 to October 2014. A complete randomized blocks design arranged in a 2x4 factorial scheme and with four replicates was used. The treatments are represented by biennial application of two sewage sludge types (biodigested sludge - BS and centrifuged sludge - CS) in four rates: 0, 2, 4 and 8 Mg ha⁻¹ (dry basis). The cropping system used in the study was a soybean/black oat succession. Yield and nutritional aspects of crops and CO₂ emissions from soil were evaluated in each one of the cultivations. At the end of the study, soil samples were collected for analysis of soil fertility, OM fractionation, microbial C and C stock. The continued application of CS increased the pH and macronutrient levels in the soil, mainly Ca, as well as increased dry matter production and nutrient accumulation in aerial part of black oat. CS application also promoted greater accumulation of C in plants and greater activity of soil microorganisms, which led to a greater level of microbial biomass C (up to 390 mg kg⁻¹ in the superficial layer), greater decomposition of light OM and consequently greater CO₂ fluxes to the atmosphere (from 4.8 to 6.2 μmol m⁻² s⁻¹). Long time applications of sewage sludge (either BS or CS) resulted in increase of micronutrients levels in the soil, up to the point of Cu, Fe, Mn and Zn reach levels that may be harmful to plants. The soybean yield was higher (up to 3,232 kg ha⁻¹) when sludge rates equivalent to 4.5 to 5.3 Mg ha⁻¹ were used. The long-term application of sewage sludge increases the levels of total organic C (up 19.8 g kg⁻¹),

particulate fraction of C (up to 0.88 g kg^{-1}) and C associated with minerals (up 19.0 g kg^{-1}) only in the superficial layers of soil. Among the humic substances, the fraction that most contributed to the soil organic C (up 13.8 g kg^{-1}) was humin. After six sewage sludge applications, regardless of the rate and type of sludge, the soil C stock increased only in the surface layer, and in total corresponded to 106.2 Mg ha^{-1} .

Keywords: CO₂ emission, microbial carbon, soil carbon storage, soil organic matter fractionation.

1. INTRODUÇÃO

A concentração de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera vem aumentando desde o início da era industrial (meados do século XVIII), quando era de aproximadamente 270 ppm, alcançando 379 ppm em 2005 (IPCC, 2007) e 397 ppm em 2013 (NOAA, 2013). Por ser um gás de efeito estufa, caso o aumento da concentração do CO_2 continue, poderá ocorrer aumento na temperatura do ar do planeta (IPCC, 2007; MASLIN; AUSTIN, 2012). As atividades agrícolas podem contribuir com as emissões de CO_2 (CERRI et al., 2009), em parte, pela redução na quantidade de matéria orgânica do solo (MOS) (LAL, 2004). Isso porque, o C presente na MOS representa um dos principais componentes do ciclo do C, tanto é que estimativas consideram que o solo é o principal compartimento terrestre do elemento (KERN; JOHNSON, 1993; STEVENSON, 1994), podendo estocar aproximadamente 2,1 vezes mais C do que a atmosfera (CALDEIRA et al., 2002).

Entre as estratégias de manejo do solo para melhorar o sequestro de C pode-se destacar a diversificação de sistemas de cultivo e a redução da intensidade de preparo do solo (SISTI et al., 2004; AMADO et al., 2006). Sistemas de manejo conservacionistas, como o sistema de semeadura direta (SSD), apresentam potencial para mitigar as emissões de CO_2 , uma vez que a rotação de culturas e a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo proporcionam a decomposição

lenta e gradual do material orgânico, que associado à fração mineral do solo favorece o acúmulo e a proteção da MOS. O acúmulo de MOS pode afetar diversas propriedades do solo, sejam elas químicas, biológicas, físicas, hidrológicas ou térmicas, o que influencia em processos como a velocidade de mineralização do material, a atividade microbiana, a desnitrificação, a biodiversificação e as trocas gasosas entre solo e atmosfera (BOEIRA et al., 2002).

O C pode ser acumulado em frações estáveis (recalcitrantes) ou lábeis (frações leves) da MOS. Os compostos lábeis se decompõem dentro de poucas semanas ou meses, já os compostos recalcitrantes são mais estáveis e demoram mais tempo para se decompor. A MOS associada a frações finas do solo, como argila, é considerada como de maior estabilidade (BALESDENT et al., 2000; BAYER et al., 2001; BUYANOVSKY et al., 1994), enquanto a MOS associada a frações mais grosseiras, como areia, apresentam labilidade, e são provenientes de resíduos vegetais recentemente degradados (CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992; BAYER et al., 2002). Variações na abundância e/ou composição da MOS podem causar efeitos na capacidade do solo em estocar C atmosférico fixado pelas plantas (BENITES et al., 2010).

Durante a decomposição, parte do C presente no substrato orgânico é liberada para a atmosfera como CO₂ (TAVARES et al., 2015) no processo respiratório para gerar energia para os microrganismos, e o restante passa a fazer parte da MOS (BAYER; MIELNICZUK, 1997), devido à resistência à degradação em graus variáveis (ANDRADE, 2004). As substâncias húmicas (SH) constituem a maior parcela do compartimento de C estável da MOS e são representadas pelos ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e pela humina (HU), os quais apresentam alta complexidade química e forte interação com a fração coloidal inorgânica do solo e, por isso, não são facilmente atacadas pelos microrganismos, decompondo-se lentamente e acumulando-se no solo na forma de C (ZECH et al., 1997).

A aplicação de adubos orgânicos pode contribuir para o aumento dos estoques de matéria orgânica (MO) e C no solo. O uso de lodo de esgoto como adubo orgânico apresenta-se como alternativa promissora à sua disposição final, contribuindo para o fechamento do ciclo dos nutrientes minerais, sem que se torne um passivo ambiental (ANDREOLI; PEGORINI, 2000). Esse resíduo apresenta altos teores de macro e micronutrientes, e o seu uso na agricultura já tem sido considerado eficiente em suprir nutrientes às culturas, aumentar a produtividade e a produção de matéria seca (CORRÊA et al., 2008a, b e c). Além disso, o lodo de esgoto é constituído por diferentes grupos

orgânicos, entre eles as SH, que, como já mencionado, são consideradas o estágio final da evolução dos compostos de C no solo (STEVENSON, 1994), representando um grupo de substâncias mais estáveis e de difícil degradação do ponto vista químico (DIAS et al., 2007). Contudo, ainda são escassos os estudos a respeito dos efeitos da aplicação do lodo de esgoto nos teores de C orgânico e nas frações da MOS, bem como na emissão de CO₂ para a atmosfera, principalmente em estudos de longa duração.

Reaplicações de adequadas doses de lodo, poderiam, além de melhorar a ciclagem de nutrientes, propiciar maior produtividade das culturas, incrementar os teores de C orgânico no solo e promover maior estabilidade da MOS, contribuindo assim para o sequestro de C no sistema. Assim, o estudo teve por principal objetivo avaliar a ciclagem de C, bem como estudar os compartimentos de C no sistema solo-planta em decorrência de aplicações de longa data de lodos de esgoto em área sob semeadura direta. Outro objetivo do estudo foi avaliar a nutrição e produtividade das culturas aveia-preta e soja, e a fertilidade do solo mediante a aplicação de doses do lodo de esgoto.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Compartimentos de carbono na matéria orgânica do solo

O estudo da matéria orgânica do solo (MOS) em seus diversos compartimentos, bem como a relação com o seu manejo, visa desenvolver estratégias para utilização sustentável dos solos, em vista a reduzir o impacto das atividades agrícolas sobre o ambiente (PINHEIRO et al., 2004). A expressão “dinâmica da MOS” refere-se às alterações quantitativas e qualitativas que ocorrem nos estoques de C ao longo do tempo (LAL, 2004). Variações na abundância e/ou composição da MOS podem causar efeitos na capacidade do solo em estocar C atmosférico fixado pelas plantas (BENITES et al., 2010).

O C presente na MOS representa um dos principais componentes do ciclo do C, tanto é que estimativas consideram que o solo é o principal compartimento terrestre do elemento (KERN; JOHNSON, 1993; STEVENSON, 1994), podendo estocar aproximadamente 2,1 vezes mais C do que a atmosfera (CALDEIRA et al., 2002). O C pode ser acumulado em frações estáveis (recalcitrantes) ou lábeis (frações leves) da MOS. Os compostos lábeis se decompõem dentro de poucas semanas ou meses, já os compostos recalcitrantes são mais estáveis e demoram mais tempo para se decompor. Quanto mais recalcitrante, ou de difícil decomposição for o material orgânico, maior será o tempo de seqüestro do C no solo (LORENZ; LAL, 2005; MILORI et al., 2006).

Para entender a dinâmica MOS, é importante, primeiramente, entender sobre os compartimentos que a compõem. A MOS é constituída de matéria não-

vivente (que apresenta aproximadamente 98% do total de C orgânico do solo) e de matéria viva (que raramente ultrapassa 4% do total de C orgânico do solo). A matéria não-vivente pode ser subdividida em matéria orgânica leve (MOL) e húmus (SILVA; MEDONÇA, 2007).

A MOL ou particulada é a fração da MOS não-vivente que contribui com 3 a 20% do carbono orgânico total (COT) do solo e é composta principalmente por restos vegetais em vários estádios de alteração, e o seu conteúdo está ligado ao aporte de material orgânico pelo acréscimo e manutenção de resíduos orgânicos (SILVA; MEDONÇA, 2007). Aumentos no teor desta fração podem ocorrer em sistemas que preconizam a diminuição do revolvimento do solo e a rotação de culturas, como o sistema de semeadura direta (SSD) (FREIXO et al., 2002; BAYER et al., 2004), bem como pela adição ao solo de resíduos orgânicos que não são produzidos *in situ*, como lodo de esgoto (SOARES, 2005). A MOL pode estar livre na matriz do solo ou oclusa no interior dos agregados (SILVA; MEDONÇA, 2007).

O húmus é o compartimento que inclui substâncias húmicas (SH) e não-húmicas. As substâncias não-húmicas são formadas por grupos de compostos orgânicos bem definidos, como carboidratos, lipídios, ácidos orgânicos, polifenóis, ácidos nucléicos e pigmentos. Tais compostos são provenientes da ação e transformação da matéria orgânica viva. As SH, entretanto, são constituídas de macromoléculas humificadas amorfas, variando sua cor do amarelo ao castanho, e representam o principal compartimento da MOS (representa 80 a 90% do COT), por isso que muitos autores referem-se à MOS como o húmus e grande parte do estudo com MOS está voltada para o estudo das frações húmicas (SILVA; MEDONÇA, 2007).

A matéria orgânica viva corresponde ao material orgânico associado às células de organismos vivos, que se encontram temporariamente imobilizadas, mas que apresentam potencial de mineralização. Pode ser dividida em três compartimentos: raízes, macrorganismos e microrganismos. Esses organismos do solo podem ser classificados quanto ao tamanho, e separados em microflora (microrganismos), microfauna (< 0,2 mm), mesofauna (0,2-10 mm) e macrofauna (>10 mm). Em geral, os organismos de menor tamanho encontram-se em maior quantidade no solo. Os microrganismos são representados principalmente pelas bactérias, fungos, actinomicetos e algas (SILVA; MEDONÇA, 2007). A biomassa microbiana do solo é a

fração viva da MOS (CARNEIRO et al., 2008), excluindo as raízes das plantas, a meso e macrofauna (KUMMER et al., 2008).

2.1.1 Biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana do solo (BM) é a principal fração constituinte da matéria orgânica viva do solo, e atua diretamente em processos biológicos, na mineralização, imobilização e formação das SH, representam reserva lábil de C e nutrientes (SILVA; MENDONÇA, 2007). Assim, os resíduos orgânicos depositados no solo são submetidos inicialmente à transformação parcial pela mesofauna e, posteriormente, à ação decompositora dos microrganismos, que por meio de seus sucos digestivos e enzimas levam à destruição dos compostos orgânicos e à liberação de minerais (MERCANTE et al., 2008). Durante a decomposição, parte do C presente no substrato orgânico é liberada para a atmosfera como CO₂ (TAVARES et al., 2015) no processo respiratório para gerar energia para os microrganismos, e o restante passa a fazer parte da MOS (BAYER; MIELNICZUK, 1997).

A população bacteriana é a principal responsável pela degradação de C solúvel (MARY et al., 1996). Além disso, a maior densidade populacional dos microrganismos nos solos é promovida pelas bactérias. A comunidade bacteriana é estimada em cerca de 10⁸ a 10⁹ por grama de solo, variando com a técnica de contagem e o tipo de solo. No entanto, devido ao tamanho celular reduzido, esta comunidade contribui com menos da metade da biomassa microbiana total (ARAÚJO; HUNGRIA, 1994).

Os gêneros de bactérias de maior ocorrência no solo são: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Xanthomonas* e *Micrococcus*. Outros gêneros pouco representativos, mas de grande importância ecológica são: *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Ferrobacillus*, *Thiobacillus*, *Hydrogenomonas*, *Dessulfovibrio*, *Methanobacillus* e *Carboxidomonas*. Além dessas, são de grande interesse agrícola *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Parosponia*, *Azospirillum*, *Beijerinckia*, *Azotomona*, e *Derxia* (BRANDÃO, 1992).

Os actinomicetos constituem um grupo de microrganismos com características intermediárias entre fungos e bactérias. Em termos de biomassa microbiana total, os actinomicetos têm contribuição similar a das bactérias, mas as transformações bioquímicas desenvolvidas no solo são menores que as dos fungos e das demais bactérias (ALEXANDER, 1980). Estes microrganismos ocorrem no solo com densidade

populacional variando de 10^4 a 10^8 por grama de solo, sendo inferiores apenas às bactérias (SIQUEIRA, 1988).

Os fungos do solo podem ser unicelulares (leveduras), representados principalmente pelos gêneros *Candida*, *Torula* e *Sacharomyces* ou pluricelulares (filamentosos), representados pelos gêneros *Mucor*, *Chaetomium*, *Trichoderma*, *Aspergillus*, *Penicillium* e *Fusarium*. Ocorrem no solo em densidades populacionais inferiores às bactérias e aos actinomicetos, variando de 10^4 a 10^6 por grama de solo (BRANDÃO, 1992). Os basidiomicetos são considerados o principal grupo de fungos envolvidos na transformação de moléculas orgânicas recalcitrantes, como a lignina. O possível mecanismo de atuação destes microrganismos está associado à liberação de enzimas oxidativas como a lignina peroxidase (SHAN; NERUD, 2002).

A transformação da MOS é realizada principalmente por fungos e bactérias (KASCHUK et al., 2009). A quantificação da biomassa microbiana do solo pode ser realizada por alguns métodos que contemplam diferentes abordagens, tais como: estimativas indiretas da contagem de número de organismos e conversão para biovolume; determinação de constituintes microbianos específicos (macromoléculas, ATP); taxa de respiração em resposta a adição de fonte de C; fluxo de CO_2 em amostras submetidas à fumigação e reinfestação, e quantidades de C extraídas de amostras fumigadas ou irradiadas (MOREIRA; SIQUIERA, 2006).

O C da biomassa microbiana (C_{BM}) e ao fluxo de CO_2 do solo são os atributos mais utilizados em estudos sobre os indicadores biológicos (KASCHUK et al., 2009). A respiração do solo indica o grau de atividade da biomassa microbiana e das raízes. Altos valores de respiração podem representar, em curto prazo, liberação de nutrientes no solo, que, em longo prazo, podem representar perda de C orgânico para a atmosfera (TAVARES et al., 2015).

Em estudo para avaliar o fluxo de CO_2 e a atividade microbiana do solo em sistema de cana queimada e cana verde, Tavares et al. (2015) verificaram que o fluxo médio de CO_2 foi significativamente mais elevada em área de cultivo de cana verde por 10 anos, com $2,37 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, em comparação com $1,69 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em área sob cana queimada. Segundo os autores, a maior emissão de CO_2 na área com cana verde está relacionada com a maior quantidade de resíduos vegetais sobre o solo, resultado da colheita mecanizada. Os resíduos vegetais formam o habitat para os microrganismos (FRANCHINI et al., 2007) e o substrato para a atividade microbiana durante o processo de

decomposição da MO, o que reflete em emissão de CO₂ a partir do solo (EVANYLO; MCGUINN, 2009), e transformação do C solúvel para C recalcitrante, contribuindo para o seqüestro de C no sistema.

Lopes et al. (2013) desenvolveram um quadro interpretativo com classes para o teor de C_{BM}, em estudo com Latossolos argilosos do Cerrado brasileiro. Utilizaram amostras de solo na profundidade de 0-10 cm coletadas de 24 tratamentos em três experimentos de longa duração. Os indicadores microbianos foram interpretados em função dos rendimentos relativos cumulativos de milho e soja e do COT usando modelos de regressão linear. Concluíram que valores ≤ 205 ; entre 206 e 405; e >405 mg C kg⁻¹ solo, são considerados, respectivamente, baixos, moderados e adequados para teores de C_{BM}.

2.1.2 Ciclagem de carbono e nutrientes pela biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana constitui a maior fração ativa na dinâmica da MOS, é sensível às mudanças no conteúdo da MO causadas pelas práticas de cultivo (PASCUAL et al., 2001; GALDOS et al., 2009), e contém, em média, de 2 a 5% do carbono do solo (JENKINSON; LADD, 1981) e de 1 a 5% do N do solo (SMITH; PAUL, 1990). A manutenção da produtividade dos ecossistemas agrícolas e florestais depende, em grande parte, do processo de transformação da matéria orgânica e da biomassa microbiana do solo, que a é responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos do solo, utilizando tais materiais como fonte de nutrientes e energia para a formação e o desenvolvimento de suas células, bem como para síntese de substâncias orgânicas no solo. Assim, os microrganismos imobilizam temporariamente os nutrientes e o C, que, após sua morte e decomposição, são liberados e podem se tornar disponíveis às plantas (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008). Nesse processo, a biomassa microbiana apresenta grande importância nos ciclos do nitrogênio, fósforo, enxofre e, principalmente, do C, pois se destaca como o compartimento central do C no solo (MERCANTE et al., 2008), funcionando como reserva ou dreno, de acordo com a composição dos resíduos orgânicos e das condições edafoclimáticas do ecossistema (CATTELAN; VIDOR, 1990; MERCANTE et al., 2008). Os solos que mantêm alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não somente de estocar, mas também de ciclar mais nutrientes e C (GREGORICH et al., 1994).

Frações lábeis da MOS são fundamentais para a ciclagem de C entre os seus compartimentos e para a ciclagem de nutrientes em curto prazo, além da sua

notável contribuição para a formação e estabilização transitória de agregados. Entretanto, essa fração é altamente sensível às alterações no uso e manejo solo e pode ser facilmente perdida nos primeiros anos de cultivo (MIELNICZUK, 2008). Dentre as formas de C lábil, destaca-se o C orgânico solúvel ou dissolvido, que é solúvel em água (aminoácidos livres, ácidos orgânicos, açúcares) e correspondem às formas que seriam de fácil mineralização pela microbiota do solo (MARY et al., 1996).

A humificação é o processo em que ocorre estabilização do C anteriormente encontrado em formas lábeis, contribuindo para fixar C no solo (ZECH et al., 1997). Compreende a transformação de compostos com morfologia conhecida e identificável como celulose e hemicelulose, em compostos húmicos amorfos de elevado peso molecular e alta estabilidade, como a lignina e proteínas (ZECH et al., 1997), de modo que o C segue sua rota de transformação de material solúvel a material humificado. As SH constituem a maior parcela do compartimento de C estável da MOS e são representadas pelos ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e pela humina (HU), os quais apresentam alta complexidade química e forte interação com a fração coloidal inorgânica do solo e, por isso, não são facilmente atacadas pelos microrganismos, decompondo-se lentamente e acumulando-se no solo na forma de C (ZECH et al., 1997).

O reservatório de C orgânico no solo representa um equilíbrio dinâmico entre ganhos e perdas de C no ecossistema (BHATI; PRESTON, 2006). A quantidade de MO e C no solo cultivado é o resultado entre a taxa de adição de resíduos, a taxa de mineralização e a taxa de humificação desse material (NASCIMENTO et al., 2010), bem como pelas saídas por meio da decomposição da MOS (LEITE et al., 2003).

2.1.3 Fatores que afetam a atividade da biomassa microbiana e ciclagem de carbono no solo

A biomassa microbiana, apesar de representar pequena parte do C orgânico do solo, é considerada indicador mais sensível de mudanças nos teores de MOS do que o teor de COT (SPARLING, 1992), e é facilmente alterada por fatores bióticos e abióticos (POWLSON et al., 1987). Alterações na comunidade microbiana e na sua atividade interferem diretamente nos processos biológicos e bioquímicos do solo, na produtividade agrícola e, conseqüentemente, na sustentabilidade dos agroecossistemas, atuando como indicador de degradação dos solos (MATSUOKA et al., 2003).

As populações microbianas do solo sofrem acentuada influência do ambiente, podendo os microrganismos ou seus processos ser inibidos em até 100% por diversos fatores estressantes, como, por exemplo, a deposição de metais pesados no solo (SIQUEIRA et al., 1994). Elevadas concentrações desses elementos causam a morte imediata dos organismos, ao passo que baixas concentrações daqueles considerados tóxicos causam uma mudança gradual em sua viabilidade (VÁSQUEZ-MURRIETA et al., 2006). Os microrganismos de solos expostos, por longo período, ao estresse por metal pesado, ainda que em baixas concentrações, podem não ser hábeis para manter a estabilidade da biomassa, comparando-se com solos não contaminados. No entanto, o desenvolvimento de tolerância e mudanças na estrutura da comunidade microbiana podem compensar perdas das populações mais sensíveis (GILLER et al., 1998).

O preparo intensivo do solo promove a desagregação das camadas compactadas, diminuindo a resistência mecânica ao crescimento das raízes e melhorando, em curto período, as condições de aeração e infiltração de água no solo (FORTIN et al., 1996). No entanto, a quebra dos agregados do solo expõe parte do C orgânico lábil que estava protegido em seu interior, e o torna disponível à degradação microbiana (REICOSKY; ARCHER 2007; LAL, 2009), aumentando a emissão de CO₂ pelo solo (SIX et al., 2006). Além disso, o preparo intensivo do solo pode reduzir a cobertura vegetal que o protege, expondo-o à radiação solar, o que resulta na elevação da temperatura (LICHT; AL-KAISI, 2005) e redução da umidade do solo (SCHWARTZ et al., 2010).

Práticas de manejo que promovam o acúmulo de C no solo têm sido consideradas importantes opções de mitigação em relação ao aquecimento global (CERRI et al., 2011). A adoção de sistema de manejo do solo menos intensivo, com a manutenção da palhada sobre a superfície, cultivo de plantas de cobertura e adoção de rotação de culturas, como o SSD, propicia a manutenção da umidade e diminuem a amplitude térmica do solo (LA SCALA JÚNIOR et. al., 2006), promovendo acréscimos consideráveis no conteúdo total de matéria orgânica (XAVIER et al., 2006), que é o principal reservatório de energia e nutrientes para os microrganismos e para as plantas (PEREZ et al., 2004). Diversos autores demonstraram incrementos da biomassa e atividade biológica, em solos cultivados no SSD quando comparado ao sistema convencional (BALOTA et al., 1998; MARCHIORI-JÚNIOR; MELO, 1999; D'ANDRÉA et al., 2002; COSTA et al., 2006).

De acordo com Tavares et al. (2015), a manutenção de palha sobre o solo estimula a atividade microbiana e aumenta o fluxo de CO₂ do solo, principalmente pela manutenção da umidade do solo. Esses autores consideram que a umidade do solo entre 60 a 80% promove condições ideais para a atividade microbiana. A perturbação do solo provoca perturbação da comunidade microbiana não só pela quebra de agregados, mas também pela perda de água a partir do solo (LENKA; LAL, 2013). Isso porque, todos os microrganismos vivos são dependentes da água, de modo que a maior parte da sua massa é constituída por água e todas as suas atividades são desenvolvidas em meio aquoso (TSAI, et al., 1992). Por isso, vários estudos já demonstraram maior emissão de CO₂ em período mais chuvoso do ano (XU QI, 2001; KOSUGI et al., 2007; SONG et al., 2013), o que pode estar relacionado com a maior atividade dos microrganismos estimulada pela umidade do solo e/ou pela atividade das raízes que estão no período de crescimento e desenvolvimento.

Salinas-Garcia et al. (1997) verificaram que os valores de C_{BM} entre SSD e sistema convencional foram maiores em SSD ao longo de todo o ciclo da cultura do milho, e que, maiores diferenças na biomassa microbiana entre os sistemas coincidiram com períodos de seca, o que pode ser atribuído à conservação mais eficiente de água no SSD. Por outro lado, quando o nível de umidade se aproxima do nível de saturação de poros, as emissões de CO₂ do solo são reduzidas devido à diminuição da difusividade do gás (FANG; MONCRIEFF, 2001) e devido à queda da atividade microbiana do solo (LENKA; LAL, 2013).

Os sistemas de manejo conservacionistas também contribuem com o sequestro de C atmosférico à medida que proporcionam maior integridade estrutural aos agregados, o que reduz a oxidação da MOS (CASTRO FILHO et al., 1998; COSTA, et al. 2008). Além disso, a rotação de culturas com alto aporte de resíduos vegetais aumenta o influxo de C atmosférico no solo, determinando o balanço positivo no acúmulo de C (COSTA et al., 2006). Leguminosas são particularmente importante como alternativa para aumentar a entrada de N no solos tropicais, resultando em aumento da produção de biomassa e do C do solo (DICKOW et al., 2005; AMADO et al., 2006). Portanto, sistemas de preparo de solo e sistemas de cultivo podem afetar a qualidade e reservatório da MOS e C no solo (DICKOW et al., 2005).

Além da umidade, a temperatura do solo afeta diretamente a atividade da biomassa microbiana do solo (TAVARES, et al., 2015). A maior parte das populações de microrganismos do solo é mesófila, e, por isso, apresentam temperatura

ótima de crescimento entre 25 e 30°C, com capacidade de crescer entre 15 e 45°C. A temperatura ótima de decomposição da MOS situa-se entre 30 e 40°C, sendo que a partir de 40°C os aumentos na temperatura são acompanhados de decréscimos na decomposição (TSAI et al., 1992). No entanto, o aumento da temperatura do solo dentro da faixa ótima para atividade dos microrganismos normalmente acelera a decomposição da MOS, aumentando a atividade microbiana (LIU et al., 2010).

Em função da variação desses fatores já citados, West e Post (2002) relataram uma taxa média global de sequestro de C de $0,57 \pm 0,14 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com a conversão de solos preparados no sistema de revolvimento de solo para manejo de SSD e $0,20 \pm 0,12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ por melhoria nos sistemas de cultivo. Bygaart et al. (2003) analisando 37 experimentos verificaram taxa média de sequestro de C de $0,38 \pm 0,72 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sob SSD em relação ao sistema convencional. Bayer et al. (2006) relatou taxa de sequestro de C de $0,48 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em solos da região Sul do Brasil. Bayer et al. (2009) investigaram o papel de plantas de cobertura em sistemas de cultivo de solo e encontraram taxas de sequestro de C em manejo de SSD variando de 0,1 a $0,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

O pH também afeta o crescimento dos microrganismos do solo, de modo que o pH ótimo de crescimento das bactérias se localiza entre 6,5 e 7,5 (ALEXANDER, 1980), e dos actinomicetos entre pH 6,5 a 8,0, sendo 5,5 o valor limitante para a maioria das espécies (TSAI et al. 1992). As populações fúngicas, no entanto, predominam em solos ácidos (PELCZAR et al., 1980). Por isso, após a calagem e elevação do pH, as densidades populacionais fúngicas decrescem em consequência da competição com populações de bactérias e actinomicetos (SIQUEIRA et al., 1994).

A biomassa microbiana também é influenciada pelo teor de argila nos solos. A argila aumenta a adsorção de compostos orgânicos e nutrientes, proporciona maior capacidade tampão de acidez e protege os microrganismos contra predadores (SMITH; PAUL, 1990). Além disso, a argila promove proteção e estabilidade à MOS, preservando-a da biodegradação (VOLKOFF et al., 1984), o que promove efeito indireto na biomassa microbiana pelo aumento da quantidade de substrato para o metabolismo dos microrganismos (VEEN et al., 1987). Solos com elevado teor de argila apresentam maior imobilização de C e N pela biomassa microbiana (GAMA-RODRIGUES, 1997). Pfenning et al. (1992), estudando solos da Amazônia sob mata natural, encontraram, para solos muito argilosos, valores de C da biomassa microbiana 76% mais elevados do que em solos com baixos teores de argila.

Outro fator que merece destaque por influenciar a atividade da biomassa microbiana do solo é a relação C/N do substrato orgânico. A relação C/N é um indicativo da velocidade de decomposição do resíduo vegetal, sendo que quanto maior a proporção de C em relação ao N, mais lenta é a decomposição do material (SILVA; MENDONÇA, 2007). Assim, a relação C/N também influencia a emissão de CO₂ do solo (RAZAFIMBELO et al., 2006).

À medida que o substrato orgânico é assimilado e metabolizado pelos microrganismos, o C orgânico é oxidado e liberado na forma de CO₂ no processo respiratório para gerar energia (SIX, et al., 2006). O processo de imobilização de N se iguala ao de mineralização quando a relação C/N está entre 20 e 30. Com a continuação do consumo de substrato, a relação C/N decresce e passa a faltar energia para manter a população de microrganismos, ou seja, sobra N no sistema (relação C/N<20). Nessa fase, ocorre a mineralização líquida e a liberação de N inorgânico no solo. A atividade dos microrganismos e a velocidade de degradação do substrato decrescem na medida em que a relação C/N se aproxima de 10 a 12, típica da matéria orgânica estável do solo (CANTARELLA, 2007).

2.2 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

A maior parte dos solos tropicais apresenta abundância de oxihidróxidos na fração argila, os quais exercem importante função na estabilização da MOS em função da formação de complexos organominerais (KLEBER et al., 2005; WISEMAN; PUTMANN, 2006). Os principais mecanismos de ligação da MOS aos oxihidróxidos de Fe⁺² e Al⁺³ são a atração eletrostática, pontes de H⁺ e de cátions, e troca de ligantes (ZECH et al., 1997). Na troca de ligantes, o oxigênio dos grupamentos funcionais da MOS (carboxílicos, fenólicos e alcóolicos) entra em coordenação (ligação covalente) com o Fe⁺² e Al⁺³ da estrutura dos oxihidróxidos (STEVENSON, 1994). A presença de pontes de cátions entre argilas 2:1 e 1:1 e os radicais orgânicos é um mecanismo comum de estabilização da MOS, destacando o Ca⁺² como um dos cátions de maior importância no estabelecimento de pontes de catiônicas (MUNEER; OADES, 1989). O Ca⁺² permite maior floculação e agregação das partículas do solo e aumenta a condensação das moléculas orgânicas em função do contrabalanceamento de cargas negativas em grupos funcionais da MOS.

Além da estabilização química pelas ligações estáveis entre a MOS e os oxihidróxidos, a MOS pode ser envolvida pelos agregados do solo, o que também resulta em proteção física e estabilização (ZECH et al., 1997). Isso porque, a formação de agregados pode limitar a disponibilidade de MO para os organismos decompositores (FRANZLUEBBERS; ARSHAD, 1997; CHRISTENSEN, 2000) devido à redução da difusão de água, ar e/ou nutrientes, restringindo o ataque de microrganismos e seus sistemas enzimáticos (HASSINK; WHITMORE, 1997). Assim, a MOS protegida no interior de agregados, apresenta maior tempo de permanência no solo, sendo esta proteção maior nos microagregados do que nos macroagregados, de modo que o tempo médio de permanência do C em macroagregados (1-2 mm) é de 0,8 a 4 anos, e, em microagregados, de 7 anos (BUYANOVSKY et al., 1994). A estabilidade dos microagregados está diretamente relacionada com as forças de ligação que formam os complexos organominerais, que são altamente estáveis, o que os torna resistentes a alterações do manejo, como o revolvimento do solo (PILLON et al., 2001).

O fracionamento físico granulométrico permite a separação das frações da matéria orgânica que estão associadas aos constituintes minerais do solo pela diferença no tamanho das partículas (CHRISTENSEN, 2001). A MOS associada a frações mais finas do solo, como argila, é considerada como de maior estabilidade (BALESDENT et al., 2000; BAYER et al., 2001; BUYANOVSKY et al., 1994), enquanto a MOS associada a frações mais grosseiras, como areia, apresentam labilidade, e são provenientes de resíduos vegetais recentemente degradados (BAYER et al., 2002; CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992). Neste método, por meio da completa dispersão do solo, a MOS é separada em: carbono orgânico particulado (COP) e o carbono orgânico associado aos minerais (COM) (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992).

O fracionamento físico pode ser mais adequado para o estudo qualitativo da MOS em comparação a métodos químicos (BAYER et al., 2004), resultando em frações mais associadas à estrutura e função da MOS, tendo-se em vista sua relação com a textura do solo (FELLER et al., 2000). Isso porque, parte da estabilização da MOS pode ser devida à influência da argila na atividade microbiana. As argilas mudam o ambiente para os microrganismos, influenciam o pH, força iônica, disponibilidade de substrato, bem como a produção e atividade de enzimas. Além disso, os complexos orgânicos formados com Fe e Al são de baixa solubilidade e acessibilidade à microbiota (ZECH et al., 1997).

O COP é a fração da MOS separada por dispersão e peneiramento do solo que está associada à fração areia ($COP > 0,053 \text{ mm}$), sendo caracterizada como partículas derivadas de resíduos de plantas e hifas com estruturas celulares reconhecíveis, menos decompostas e mais recentemente depositadas no solo (GOLCHIN et al., 1994). Apresenta pouca ou nenhuma associação organomineral, pode ser rapidamente decomposta e, por isso, apresenta elevada sensibilidade ao manejo, podendo ser mais sensível que o COT (CONCEIÇÃO et al., 2005). Por isso, essa fração representa frágil reserva C no solo, de modo que o seu aumento pode significar aumento das emissões de CO_2 (FIGUEIREDO et al., 2010). Assim, a magnitude do COP normalmente é reduzida quando sistemas naturais são substituídos por sistemas de manejo baseados em intenso revolvimento do solo, podendo ser indicador da qualidade do solo na avaliação de sistemas de manejo recentes (BAYER et al., 2004; CONCEIÇÃO et al., 2008).

O COM é a fração da MOS associada às frações silte e argila ($COM < 0,053\text{mm}$), definida como a fração da MOS mais recalcitrante e humificada, constituída de material orgânico em estágio mais avançado de decomposição e que concentram grandes proporções da MOS (DIEKOW, 2005; GREGORICH et al., 2006). Essa fração interage com a superfície de partículas minerais formando os complexos organominerais, e permanece protegida pelo mecanismo de proteção coloidal (CHRISTENSEN, 1996), exercendo papel significativo na estabilização dos microagregados (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). O COM é normalmente menos modificado pelas diferentes formas de manejo adotadas, principalmente em curto prazo, pois apresenta ciclagem mais lenta (BAYER et al., 2004), e, portanto, constitui-se no estoque de C à médio e longo prazo (SALTON et al., 2011).

FREIXO et al. (2002) em estudo para avaliar o efeito de diferentes sistemas de cultivo nos estoques de C e N e nas frações leve e pesada (areia, silte e argila) da matéria orgânica, verificaram que 80% do COT estava na fração pesada. SOARES et al. (2008) observaram que a aplicação sucessiva de lodo de esgoto em solo de textura argilosa promoveu aumento linear de C a medida que o tamanho da partícula diminuiu, ou seja, a contribuição das frações no teor de C seguiu a seguinte ordem: C-fração leve < C-areia < C-silte < C-argila.

A contribuição das frações COP e COM no COT do solo é variada. Em camadas superficiais, a fração particulada da matéria orgânica do solo pode contribuir com até 40% do total do C presente no solo (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). É

desejável que o solo apresente quantidade adequada de COP, de modo a garantir o fluxo de C para o solo e a manutenção da atividade biológica. Caso o solo não disponha de matéria orgânica lábil em quantidade suficiente para suprir suas necessidades, os processos de oxidação da MOS resultarão em redução do estoque de C, o que dá início ao processo de perda de qualidade e degradação do solo (CAUSARANO et al., 2008). Normalmente, estoques de COT são compostos em mais de 80% pela fração COM (BAYER et al., 2004). Batista et al. (2013) verificaram em área de sucessão algodão/soja, que o COM correspondeu a valores de 86%, 87% e 90% do COT nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30cm respectivamente, demonstrando sua estabilização química e recalcitrância bioquímica (CHRISTENSEN, 1996).

2.3 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo

As substâncias húmicas (SH) têm sido objeto de estudos devido à sua relação com as propriedades físico-químicas dos solos e, interação com metais e compostos orgânicos (MARTINS et al., 2009). Nos ambientes tropicais, a maior parte da MOS é formada pelas SH, produto da transformação biológica dos resíduos orgânicos (PARTELLI et al., 2009). A utilização de sistemas de manejo que promovam diferentes aportes de resíduos vegetais e/ou orgânicos, pode ser identificada por meio das SH da MOS, de modo que o fracionamento químico da MOS pode ser utilizado como ferramenta para avaliar a qualidade do solo (LOSS et al., 2010).

Os grupamentos reativos da MOS, são, principalmente, os carboxílicos e fenólicos, os quais estão, em grande parte, nas SH, e são responsáveis por até 90% da CTC das camadas superficiais dos solos intemperizados. Esses grupamentos participam de importantes reações nos solos, influenciando a fertilidade pela liberação de nutrientes, pela complexação de metais, pelo poder tampão (SILVA; MENDONÇA, 2007), pela melhoria das condições físicas e biológicas (SANTOS; CAMARGO, 1999) e pela produção de substâncias fisiologicamente ativas (GUMINSKI, 1968) que favorecem o crescimento vegetal (VAUGHAN; MALCOLM, 1985). O incremento da absorção de nutrientes proporcionado pela presença de SH em solução do solo pode ocorrer por um hipotético aumento da permeabilidade da membrana plasmática por meio da ação surfactante das SH e a ativação da H^+ -ATPase (VARANINI et al., 1993).

O procedimento clássico de extração das SH resulta em três frações principais: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (HU) (BENITES et al.,

2003). Estas frações são definidas operacionalmente em relação às suas solubilidades em meio aquoso em função do pH da solução extratora (TOMBÁ CZ; MELEG, 1990). Soluções alcalinas, normalmente NaOH 0,1 mol L⁻¹, extraem os AH e os AF do solo deixando a HU ligada à fase mineral. A acidificação do extrato alcalino, de coloração preta, resulta na coagulação da fração dos AH (precipitado preto ou amarronzado), enquanto a fração dos AF permanece solúvel (solução amarela amarronzada) (BENITES et al., 2003).

As SH são compostas por estruturas aromáticas e cadeias alifáticas, de peso molecular variável e de composição química complexa, apresentando-se mais estáveis à degradação química e biológica que a fração leve da MOS (SCHNITZER, 1991). São constituídas de uma série de compostos de coloração escura, de elevado peso molecular (BENITES et al., 2003). A ocorrência de grupos com insuficiência de elétrons, como OH, NH e SH, faz com que os AH e AF se comportem como ácidos fracos, havendo assim predominância de cargas negativas (CANELLAS et al., 2008; STEVENSON, 1994). Essas cargas negativas nas superfícies dos colóides orgânicos conferem-lhes características de troca catiônica muito superiores àquelas geradas pela fração mineral de elevada CTC, como as argilas 2:1 e por isso afetam diretamente as propriedades químicas do solo (SPOSITO, 1989). Ademais, outras características individuais das frações húmicas podem ser destacadas:

- A fração ácido fúlvico (FAF) é a mais solúvel por apresentarem menor peso molecular (BENITES, et al., 2003). Apresenta mais grupos funcionais carboxílicos e fenólicos e é a mais reativa, responsável por mecanismos de transporte de cátions no solo (BENITES et al., 2003). No entanto, apresentam reduzida estabilidade química, o que pode ser característica desfavorável, pois podem facilitar a lixiviação de cátions e iluviação de argilas humificadas na forma de complexos orgânicos (CANELLAS, 1999). No início do processo de humificação, a FAF pode ser elevada, por ser a primeira a ser sintetizada (TOMATI et al., 2002). Além disso, se a matéria orgânica adicionada ao solo apresentar alta relação C/N ou teores mais elevados de lignina, a fração favorecida na estabilização da matéria orgânica humificada será a dos AF (FARIAS, et al., 2005).

- A fração ácido húmico (FAH) é insolúvel em meio ácido e solúvel em meio básico, por isso é insolúvel na acidez normalmente encontrada em solos tropicais. É responsável pela maior CTC de origem orgânica em camadas superficiais de solos (BENITES et al., 2003), sendo esta fração relacionada a solos férteis, com alto

conteúdo de bases trocáveis (CANELLAS et al., 2003), podendo ser utilizados como indicadores dos efeitos do manejo sobre a fração orgânica do solo (CANELLAS et al., 2004). Apresentam maior teor de C, menor de O e teor similar de H que os AF, além disso, a massa molecular relativa dos AH é maior do que a dos AF, tendendo a ter menos grupos carboxílicos (PICOLLO, 2002). Representam a fração intermediária entre a estabilização dos compostos pela interação com a matéria mineral (HU), e a ocorrência de ácidos orgânicos oxidados livres na solução do solo (AF livres ou associados). São, portanto, um marcador natural do processo de humificação, e refletem como tal, tanto a condição de gênese, como de manejo do solo (CANELLAS et al., 2003).

- A fração humina (FHU) apresenta maior permanência no solo devido à sua insolubilidade em meio alcalino e resistência à biodegradação ocasionada pela formação de complexos metálicos estáveis ou complexos argilo-húmicos. Representa boa parte do C humificado dos solos tropicais (BENITES et al., 2003), permanece ligada a matriz mineral do solo, e, por isso, é responsável pela agregação das partículas (STEVENSON, 1994). O fato de a fração HU representar maior percentagem de C orgânico pode ser justificado em razão das frações AH e AF apresentarem menor estabilidade, sofrerem processos de movimentação no perfil e polimerização ou mineralização, o que acarreta em redução de suas composições percentuais no solo (LEITE et al., 2003).

Mudanças na distribuição percentual das frações expressam a qualidade do húmus e a dinâmica do processo de humificação (CANELLAS et al., 2003). Em solos não manejados, como solos sob vegetação de mata nativa, as etapas do processo de humificação realizam-se plenamente, o que resulta na maior proporção de frações mais estáveis e de maior estabilidade estrutural (ARAÚJO et al., 2011). Já o baixo conteúdo de bases trocáveis nos solos intemperizados, diminui a intensidade dos processos de humificação, resultando em baixa formação de compostos húmicos (CANELLAS et al., 2000).

A relação AH/AF indica o grau de conversão do carbono orgânico insolúvel em frações solúveis (MARTINS et al., 2009). Esta relação, quanto mais próxima de 1,0, é indicativo da presença de características favoráveis ao húmus, demonstrando a melhor qualidade do solo, mesmo em condições favoráveis para rápida mineralização, possivelmente em razão da maior atividade biológica que promove a síntese de substâncias mais condensadas (CANELLAS et al., 2001). Valores mais baixos desta relação indicam

maior degradação das frações mais estáveis, ou a não formação das mesmas (FONTANA et al., 2006). Cunha et al. (2001) explicam que é difícil recomendar um valor absoluto de C em cada uma das frações humificadas como sendo o valor ideal. É preciso conhecer o ambiente original, a cultura instalada e as formas de manejo adotadas.

2.4 Disposição final do lodo de esgoto: condicionador de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e adubação de culturas agrícolas

O lodo de esgoto constitui a parte sólida do esgoto após sofrer processo de estabilização nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). A Resolução n° 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) considera que a produção de lodo de esgoto é uma característica intrínseca aos processos de tratamento de esgotos e tende a um crescimento no mínimo proporcional ao crescimento da população humana. Além disso, nesta Resolução fica enfatizado que a solução para disposição final do lodo de esgoto é medida que se impõe com urgência, havendo a necessidade de dispor este resíduo de forma adequada à proteção do meio ambiente e à saúde da população.

O uso de lodo de esgoto como adubo orgânico apresenta-se como alternativa promissora, contribuindo para o fechamento do ciclo dos nutrientes minerais, sem que se torne um passivo ambiental (ANDREOLI; PEGORINI, 2000), podendo haver redução de até 25% do custo da sua disposição em aterros sanitários (TAVARES, 2003). O lodo de esgoto apresenta elevados teores de macro (N, P, Ca, Mg) e micronutrientes (Cu e Zn) (SILVA et al., 2001) e o seu uso na agricultura já têm sido considerado eficiente em suprir nutrientes às culturas (CORRÊA et al., 2008a, b e c), contribuindo para reduzir gastos com fertilizantes. A aplicação deste resíduo tem apresentado bons resultados como fertilizante para diversas culturas, dentre elas, soja (VIEIRA et al, 2005; CORRÊA, 2008c), trigo (BROWN et al., 1997), milho (SILVA et al., 2002; VIEIRA; CARDOSO, 2003; SIMONETE et al., 2003), feijão (DESCHAMPS; FAVARETTO, 1997), girassol (DESCHAMPS; FAVARETTO, 1997), cana-de-açúcar (SILVA et al., 1998; SILVA et al., 2001).

Em solos tropicais, muito intemperizados, onde a capacidade de troca catiônica é extremamente dependente da MO, o uso agrícola de lodo é ainda mais atrativo (MELO et al., 1994). Isso porque, em função de seu alto teor de MO (SOUZA et al., 2005), o lodo de esgoto atua como condicionador de características químicas, físicas e biológicas do solo (MELO et al., 1994; IAKIMENKO et al., 1996). A sua aplicação

promove elevação dos teores de P (CORRÊA et al., 2004), de carbono orgânico (CAVALLARO et al., 1993), da fração humina da matéria orgânica (MELO et al., 1994), do pH, da condutividade elétrica e da capacidade de troca de cátions (OLIVEIRA et al., 2002). Silva et al. (2001) verificaram que a aplicação de lodo de esgoto em Argissolo Vermelho melhorou a fertilidade do solo pela diminuição da acidez, pelo fornecimento de nutrientes (principalmente de Ca, P, S e Zn) e pelo aumento da CTC efetiva.

Com relação ao P, a aplicação de lodo permite a sua liberação moderada e contínua, em contraste com os fertilizantes solúveis que fornecem elevado teor de P solúvel imediatamente após a sua aplicação (MINHONI et al., 1993). A decomposição do lodo no solo produz agentes complexantes que facilitam a movimentação de fosfatos combinados com ferro e alumínio (TSUTIYA, 2001). O aumento de P disponível no solo com a aplicação de lodo de esgoto foi demonstrado por vários trabalhos (BERTON et al., 1997, SILVA et al., 1998; NASCIMENTO et al., 2004; GALDO et al., 2004), fato atribuído à diminuição da adsorção do elemento ao solo. A matéria orgânica possui íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, e formam complexos e quelatos, aumentando assim a disponibilidade de P (HUE, 1995).

A adição de lodo de esgoto também promove a contínua mineralização de N orgânico no solo. A formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado (ANDRADE et al., 2006), sem que haja quantidade excessiva de nitrato no solo (VIEIRA; CARDOSO, 2003). A contribuição do N mineralizável pode ser 20 vezes maior em relação à fixação biológica do nitrogênio atmosférico (CAMARGO et al., 1999). O K, por sua vez, apresenta baixa concentração nos lodos devido à sua solubilidade em água, e, por isso, é o elemento de maior necessidade de suplementação com fertilizantes minerais quando o lodo é utilizado para adubação (PAGLIA et al., 2007). Simonete et al. (2003) analisaram o efeito do lodo de esgoto no crescimento do milho, e verificaram que o acúmulo de macronutrientes e a produção de matéria seca aumentaram com a aplicação de lodo de esgoto suplementado com K mineral.

Corrêa et al. (2009b) constataram que a aplicação superficial de lodo de esgoto centrifugado proporcionou a correção da acidez do solo, o deslocamento do Ca^{+2} , o aumento do pH e da saturação por bases e a redução do Al^{+3} até 40 cm de profundidade. A melhora desses atributos promove adequado ambiente ao crescimento radicular, e com isso, maior absorção de água e nutrientes, o que leva ao melhor desenvolvimento da parte aérea e produtividade das culturas (CAIRES et al., 2006). Em

função desses benefícios, e, aliado ao fato do lodo apresentar N e P, Corrêa et al. (2009b) verificaram aumento da produtividade durante três anos de cultivo da soja após aplicação de lodo centrifugado. CORRÊA et al. (2007, 2008a, b, c e 2009a) também verificaram que aplicação desse resíduo em área sob semeadura direta promoveu melhorias nas propriedades químicas e físicas do solo sem prejuízo ao ambiente com relação à presença de metais pesados no solo e nas plantas. Corrêa et al. (2008a) constataram ainda, incremento do sistema radicular e parte aérea de aveia-preta, e aumento da sua produtividade após aplicação do lodo.

Dentre os efeitos dos lodos sobre as propriedades físicas do solo, condicionadas principalmente pela presença de matéria orgânica, destacam-se a melhoria no estado de agregação das partículas do solo, com conseqüente diminuição da densidade e aumento na aeração e retenção de água (MELO; MARQUES, 2000). Além disso, o lodo de esgoto tratado com cal virgem (CaO), por fornecer Ca^{+2} , promove aumento do pH, e proporciona o aumento da agregação do solo (CASTRO FILHO; LOGAN, 1991; CORRÊA et al., 2009a) porque o Ca^{+2} realiza ligações entre os grupos carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica e os colóides do solo (CASTRO FILHO; LOGAN, 1998).

Barbosa et al. (2002), após dois anos de incorporação de lodo em Latossolo Vermelho, verificaram agregação do solo e aumento da macroporosidade, bem como redução da densidade do solo e da microporosidade. A aplicação desse resíduo promoveu também o aumento da fitomassa das culturas, e, conseqüentemente, o teor de matéria orgânica, a qual favorece a atividade dos microrganismos do solo (CASTRO FILHO et al., 1998). A microbiota do solo, por sua vez, auxilia na formação de macroagregados pela decomposição de polissacarídeos, dos quais se origina o mucigel que proporciona efeito cimentante entre a MO e as partículas do solo (MIELNICZUK, 1999).

A dose de lodo para aplicação no campo é baseada na dinâmica do material orgânico desde que outros aspectos estejam de acordo com a legislação, como, por exemplo, teores de metais pesados e presença de organismos patogênicos (CETESB, 1999; CONAMA, 2006). É importante lembrar que, o próprio aumento no teor da matéria orgânica do solo pela aplicação superficial de lodo de esgoto já favorece a adsorção de metais pesados em razão da formação de complexos ou pela quelatização (MARQUES et al., 2001). Além disso, a elevação do pH após aplicação de lodo favorece a adsorção de metais pesados e interfere diretamente no deslocamento desses elementos no perfil do solo e, conseqüentemente, na absorção pela planta (MARQUES et al., 2001).

A recomendação da quantidade de lodo a ser aplicada normalmente é feita tomando-se como base os teores de nitrogênio no lodo e os requerimentos deste nutriente pela cultura (ANDRADE, 2006), a fim de evitar a aplicação de doses excessivas que podem lixiviar N na forma de nitrato e contaminar o lençol freático (SANEPAR, 1997). Nos casos em que o lodo de esgoto for tratado com cal para reduzir os níveis de infestação por patógenos, possibilitando maior segurança na sua aplicação, a taxa de aplicação poderá ser baseada no poder de neutralização do lodo, taxa esta que não poderá elevar o pH do solo a níveis superiores a 7,0 (CONAMA, 2006). Durante o choque alcalino, ocorre aumento da temperatura do lodo para aproximadamente 60°C, inativando e destruindo a maioria dos patógenos (ANDREOLI; PEGORINI, 2000). Em algumas ETEs o tratamento do lodo de esgoto é realizado utilizando-se tanques de aeração e biodigestores, onde bactérias heterotróficas promovem a oxidação da matéria orgânica (TEIXEIRA et al., 2002).

2.4.1 Estoque de carbono em solo submetido à aplicação de lodo de esgoto

Parte do C orgânico de resíduos incorporados ao solo é resistente à degradação em graus variáveis, ou seja, não é liberado para a atmosfera como CO₂ (ANDRADE, 2004). Esse acúmulo de MOS pode afetar diversas propriedades do solo, sejam elas químicas, físicas, hidrológicas ou térmicas, o que influencia em processos como a velocidade de mineralização do material, a atividade microbiana, a desnitrificação, a biodiversificação e as trocas gasosas entre solo e atmosfera (BOEIRA et al., 2002). O C pode estar presente em altas concentrações no lodo de esgoto, com teores variando de 18 a 50% na matéria seca (BOYD et al., 1980). Em solos que recebem lodo de esgoto, o aumento nos teores de C orgânico depende da dose aplicada, da taxa de decomposição e de características intrínsecas do lodo (ALBIACH et al., 2001). Nas regiões tropicais os efeitos da adição de lodo de esgoto sobre o C orgânico podem ser temporários (VAZ; GONÇALVES, 2002). Todavia, em longo prazo já se verificou aumentos lineares desses teores no solo com a aplicação de lodo de esgoto, dependendo também da frequência de reaplicação (OLIVEIRA et al., 2002).

Tão importante quanto a dose de C adicionada a solos via lodo, é a qualidade do material introduzido, isto é, a composição da fração orgânica do resíduo, uma vez que a abundância relativa dos diversos compostos presentes ajuda a determinar sua taxa de degradação após aplicação no campo e por conseguinte a quantidade de C

remanescente (BOYD et al., 1980; HATTORI; MUKAI, 1986; AJWA; TABATABAI, 1994; BERNAL et al., 1998).

O potencial de sequestro de C no solo depende, em parte, das características químicas e da resistência do lodo à decomposição microbiana. O lodo é constituído por diferentes grupos orgânicos, entre eles as SH, que como já mencionado, são consideradas o estágio final da evolução dos compostos de C no solo (STEVENSON, 1994), representando um grupo de substâncias mais estáveis e de difícil degradação do ponto vista químico, o que pode representar uma reserva de C no solo (YANG et al., 2004 apud DIAS et al., 2007). As diferentes frações de C orgânico humificado podem indicar a qualidade da MO (CANELLAS et al., 2003 apud MIRANDA et al., 2007). Sastre et al. (1996) constataram que a relação de C-AH/C-AF caiu de 0,6 (solo não tratado com lodo) para 0,31, na área onde esse resíduo foi adicionado ao solo na dose de 100 Mg ha⁻¹.

Canellas et al. (2001) verificaram em amostras Latossolo Vermelho que recebeu aplicação equivalente a 80 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, que os AH sofreram modificações nas suas características estruturais, principalmente diminuição do conteúdo de C em função da descarboxilação de grupos COOH, e aumento de polissacarídeos produzidos pela atividade dos microrganismos. Dias et al. (2007) avaliaram as frações húmicas após seis aplicações de lodo biodigerido em Latossolo Vermelho. Utilizaram altas doses acumuladas do resíduo (30, 60, 120 e 240 Mg ha⁻¹) e verificaram aumento em todas as frações húmicas. Na camada 0-10 cm, com a dose 0 Mg ha⁻¹ do lodo, os autores verificaram que a FHU apresentou valor médio de 10,3 g kg⁻¹. Já com a máxima dose acumulada, obtiveram teor de C-FHU igual a 18,3 g kg⁻¹. A maior parte do C associado às SH (50-66%) esteve presente no solo na forma de HU, seguido por C-FAF e C-FAH.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Histórico do experimento e caracterização dos tratamentos

Os resultados constantes na presente tese foram obtidos no período de outubro de 2012 a outubro de 2014. No entanto, o experimento foi iniciado em agosto de 2002, mediante aplicação superficial e sem incorporação de dois lodos de esgoto, um de biodigestor e um centrifugado. Detalhes a respeito da implantação e dos primeiros anos de condução do experimento são descritos em Côrrea (2005). Outros detalhes podem ser encontrados em Freitag (2008), Miggiolaro (2009) e Santos (2014).

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso em esquema fatorial 2 x 4, com quatro repetições (cada parcela tem 6 m de largura e 7 m de comprimento), totalizando 28 parcelas. Os tratamentos correspondem à aplicação dos dois resíduos não compostados (lodo biodigerido e lodo centrifugado) em quatro doses: 0, 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ (base seca).

Após a primeira aplicação, em 2002, foram feitas outras 5 reaplicações: 2005, 2007, 2009, 2011 e 2013. Todas as aplicações foram realizadas manualmente, em superfície e sem incorporação. Em todas as aplicações, utilizou-se lodo biodigerido (LB) – obtido em biodigestor com adição de polieletrólitos – e lodo centrifugado (LC) – que em seu processamento conta com adição de cal virgem (CaO) –.

Os resultados da análise química básica e de metais pesados dos lodos (em base seca) utilizados na última aplicação estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Composição química básica e metais pesados dos lodos aplicados em 2013. Botucatu, SP.

	MO	C-Total	N	C/N	P	K	Ca	Mg	S
	----- g kg ⁻¹ -----				----- g kg ⁻¹ -----				
Lodo Biodigerido	190	110	12	9/1	5,2	0,7	7	2	6
Lodo Centrifugado	170	90	9	10/1	3,5	0,8	43	2	2
	pH	Na	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Mo	Ni
	----- mg kg ⁻¹ -----								
Lodo Biodigerido	8,4	211	134	239	7769	134	459	3,16	197
Lodo Centrifugado	12,6	289	205	90	3120	51	168	1,30	45
	Se	As	Ba	Cd	Pb	Cr	Hg		
	----- mg kg ⁻¹ -----								
Lodo Biodigerido	<1,4	5,88	626	7,45	125	364	<0,65		
Lodo Centrifugado	<1,4	2,83	295	1,27	24	132	<0,65		

Na Tabela 2 estão apresentadas as quantidades acumuladas de alguns elementos que foram adicionados ao sistema via aplicação de resíduos durante os 12 anos de condução do experimento. Os cálculos foram efetuados com base na quantidade aplicada e análise química dos resíduos utilizados em cada uma das 6 aplicações.

Tabela 2. Quantidade acumulada de elementos que foram adicionados ao sistema via aplicação de lodo de esgoto no decorrer de 12 anos. Botucatu, SP, 2014.

Tipo de Lodo	Dose	Dose acumulada	MO	C-Total	N	P	K	Ca	Mg	S
			----- Mg ha ⁻¹ -----		----- kg ha ⁻¹ -----					
Biodigerido	2	12	4,85	2,70	367	177	14	187	38	48
	4	24	9,70	5,39	734	353	28	375	76	97
	8	48	19,4	10,8	1469	707	55	750	151	194
Centrifugado	2	12	2,16	1,18	167	64	16	1962	30	39
	4	24	4,32	2,36	334	128	32	3924	60	77
	8	48	8,63	4,72	667	257	64	7848	120	155

3.2 Caracterização da área experimental e dados climáticos

O experimento foi conduzido na Fazenda Experimental Lageado, pertencente à Faculdade de Ciências Agrônômicas – FCA/UNESP, localizada no município de Botucatu, SP, na latitude de 22°51'15"S, longitude de 48°26'30"W e à altitude de 740 m. Por meio de levantamento detalhado realizado por Carvalho et al. (1983) e utilizando-se os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999), o solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico. A análise granulométrica deste solo apresentou teores de 545 g kg⁻¹ de areia, 108 g kg⁻¹ de silte e 347 g kg⁻¹ de argila.

A amostragem para a caracterização química inicial do solo foi realizada em 2002, por ocasião da instalação do experimento, quando foram coletadas 15 amostras, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, em pontos aleatórios da área experimental (subamostra) a fim de obter uma amostra composta. As parcelas não receberam calcário em nenhum momento ao longo dos anos de condução do estudo. A análise química da amostra de solo foi realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais/Ciência do Solo da Faculdade de Ciências Agrônômicas, segundo metodologia descrita por Raij et al. (2001) e os resultados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Caracterização química do solo antes da implantação do experimento. Botucatu, SP, 2002.

Prof.	pH	MO	P _{res}	Al ³⁺	H+Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	S	V%
cm		g dm ⁻³	mg dm ⁻³	----- mmol dm ⁻³ -----								%
00-05	4,0	16	6	7	38	0,6	12	6	19	57	12	33
05-10	4,0	18	6	6	45	1,0	19	9	29	74	5	39
10-20	4,2	15	5	5	45	0,7	13	5	19	64	5	30
20-40	3,9	10	4	6	42	0,6	12	3	16	58	6	27

Prof.: profundidade; pH em CaCl₂; MO: matéria orgânica; P_{res}: fósforo extraído via resina trocadora; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica; V%: saturação por bases.

Fonte: Corrêa, 2005.

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante na região é do tipo Cwa, caracterizado pelo clima tropical de altitude, com inverno seco e verão quente e chuvoso. O volume de precipitação anual é aproximadamente de 1600 mm, distribuído de forma irregular. Os dados climáticos referentes à precipitação pluvial e temperaturas máxima e mínima durante a condução do experimento foram coletados na Estação Meteorológica da Fazenda Experimental Lageado, pertencente ao Departamento de Recursos Naturais - Setor de Climatologia, e estão apresentados na Figura 1.

3.3 Condução do experimento

3.3.1 Cultivo da soja safra 2012/13

Anterior à semeadura da soja, a área experimental foi dessecada com herbicida à base de glyphosate (dose de 792,5 g ha⁻¹ do i.a. e volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹), e manejada mecanicamente com Triton para homogeneizar a distribuição dos restos vegetais.

A soja, cultivar 5D688, da Dow AgroSciences, foi semeada mecanicamente em espaçamento entre linhas de 0,45 m, no dia 11/11/2012. As sementes foram depositadas a 0,05 m de profundidade e a densidade de semeadura foi de 22 sementes m⁻¹, visando obter população de 488 mil plantas ha⁻¹. As sementes foram pré-tratadas com fungicida carboxina (carboxanilida) + tiram (dimetilditiocarbamato) (60 g i.a. por 100 kg de sementes), com inseticida tiametoxam (105 g i.a. por 100 kg de sementes) e

inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* (100 mL para cada 50 kg de sementes). A adubação de semeadura foi de 300 kg ha⁻¹ do formulado 00-20-20.

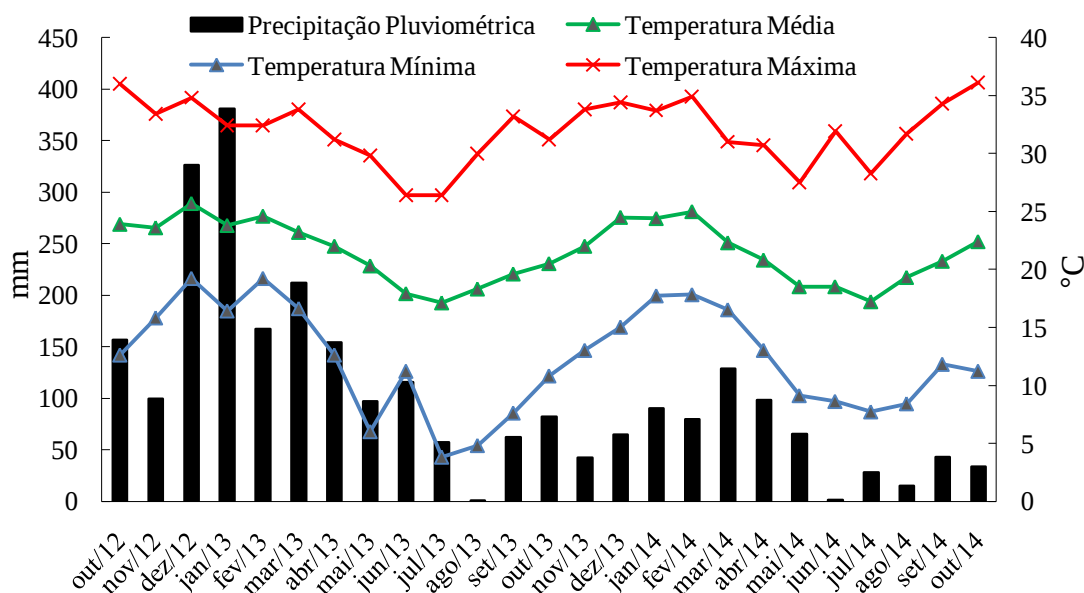


Figura 1. Precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) e temperaturas média, máxima e mínima (°C) registradas durante a condução do experimento. Botucatu, SP.

O controle das plantas invasoras foi realizado mediante aplicação única do herbicida glyphosate (produto comercial Roundup WG, na dose de 2 kg ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹), em 09/01/2013.

Para o controle de insetos-praga e doenças foram realizadas três aplicações de defensivos, em 06/02/2013, 25/02/2013 e 01/03/2013. Foram utilizados, respectivamente, os seguintes defensivos: inseticida Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum Neo[®], na dose de 200 mL ha⁻¹) + fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha⁻¹), inseticida Metomil (produto comercial Lannate[®] BR, na dose de 2 L ha⁻¹) + fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha⁻¹) e inseticidas Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum Neo[®], na dose de 200 mL ha⁻¹) + Clorantraniliprole (produto comercial Premio, na dose de 50 mL ha⁻¹) + fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha⁻¹).

A cultura da soja foi dessecada em 28/03/2013 mediante aplicação de paraquat (produto comercial Gramoxone 200, na dose de 2 L ha⁻¹ e com volume de

calda de aplicação de 200 L ha⁻¹), de modo que a colheita pôde ser realizada no dia 04/04/2013.

3.3.2 Cultivo da aveia-preta 2013

O manejo pré-semeadura da área foi realizado em 16/04/2013, mediante aplicação de herbicida dessecante a base de glyphosate (produto comercial Roundup WG[®], na dose de 2 kg ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹).

A aveia-preta foi semeada mecanicamente em 17/04/2013, sem qualquer adubação, em espaçamento entre linhas de 0,17 m e utilizando-se 22 kg ha⁻¹ de sementes. Utilizou-se uma semeadora-adubadora de fluxo contínuo desenvolvida para semeadura direta, da marca Semeato (Personale-Drill), de arrasto.

Não foram realizados quaisquer tratamentos fitossanitários. Por ocasião do florescimento, a aveia-preta foi manejada quimicamente mediante aplicação de glyphosate (produto comercial Roundup WG[®], na dose de 2 kg ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹).

3.3.3 Reaplicação dos lodos e cultivo da soja safra 2013/14

Anterior à semeadura da soja, a área experimental foi dessecada com herbicida à base de glyphosate (dose de 792,5 g ha⁻¹ do i.a. e volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹), e manejada mecanicamente com Triton para homogeneizar a distribuição dos restos vegetais. Duas semanas após essa operação, no dia 14/09/2013, realizou-se a reaplicação manual dos lodos em superfície, sem incorporação.

A soja, cultivar BMX Potência RR, da Lagoa Bonita foi semeada mecanicamente em espaçamento entre linhas de 0,45 m, no dia 11/10/2013. As sementes foram depositadas a 0,05 m de profundidade e a densidade de semeadura foi de 22 sementes m⁻¹, visando obter população de 488 mil plantas ha⁻¹. As sementes foram pré-tratadas com fungicida carboxina (carboxanilida) + tiram (dimetilditiocarbamato) (60 g i.a. por 100 kg de sementes), com inseticida tiametoxam (105 g i.a. por 100 kg de sementes) e inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum* (100 mL para cada 50 kg de sementes). A adubação de semeadura foi de 200 kg ha⁻¹ do formulado 02-20-20.

O controle das plantas invasoras foi realizado mediante aplicação única do herbicida glyphosate (produto comercial Roundup WG, na dose de 2 kg ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹), em 27/11/2013.

Para o controle de insetos-praga e doenças foram realizadas três aplicações de defensivos, em 27/11/2013, 06/01/2013 e 22/01/2013. Foram utilizados, respectivamente, os seguintes defensivos: inseticida Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum Neo[®], na dose de 200 mL ha⁻¹) + fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha⁻¹), inseticida Metomil (produto comercial Lannate[®] BR, na dose de 2 L ha⁻¹) + fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha⁻¹) e inseticidas Lambda-cialotrina+Thiamethoxam (produto comercial Platinum Neo[®], na dose de 200 mL ha⁻¹) + Clorantraniliprole (produto comercial Premio, na dose de 50 mL ha⁻¹) + fungicida Pyraclostrobin+Epoxiconazol (produto comercial Opera, na dose de 0,6 L ha⁻¹).

A cultura da soja foi dessecada em 19/02/2014 mediante aplicação de paraquat (produto comercial Gramoxone 200, na dose de 2 L ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹), de modo que a colheita pôde ser realizada no dia 28/02/2014.

3.3.4 Cultivo da aveia-preta 2014

O manejo pré-semeadura da área foi realizado em 16/04/2014, mediante aplicação de herbicida dessecante a base de glyphosate (produto comercial Roundup WG[®], na dose de 2 kg ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹).

A aveia-preta preta foi semeada mecanicamente em 17/04/2014, sem qualquer adubação, em espaçamento entre linhas de 0,17 m e utilizando-se 60 kg ha⁻¹ de sementes. Utilizou-se uma semeadora-adubadora de fluxo contínuo desenvolvida para semeadura direta, da marca Semeato (Personale-Drill), de arrasto.

Não foram realizados quaisquer tratamentos fitossanitários. Por ocasião do florescimento, a aveia-preta foi manejada quimicamente mediante aplicação de glyphosate (produto comercial Roundup WG[®], na dose de 2 kg ha⁻¹ e com volume de calda de aplicação de 200 L ha⁻¹).

3.4 Avaliações das culturas da soja e aveia-preta

3.4.1 Diagnóstico foliar, produtividade de grãos, massa de matéria seca, acúmulo de C e relação C/N da palhada da cultura da soja (safras 2012/13 e 2013/14)

Em ambos os anos de cultivo, por ocasião do florescimento da soja, correspondente ao estágio R2 (FERH et al., 1971), foram coletados 10 trifólios de cada

parcela (os terceiros trifólios, sem pecíolo, plenamente desenvolvidos a partir do ápice das plantas). As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa de aeração forçada a 60° C até massa constante, moídas em moinhos elétricos tipo “Willey”, peneiradas (malha de 1 mm) e acondicionadas em sacos de papel. Para determinação da diagnose nutricional, foram determinados os teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Cu, conforme metodologias descritas em Malavolta et al. (1997).

Para avaliação da produtividade, foram colhidas mecanicamente (com colhedora de parcelas) 3 linhas de 5 m cada da área útil de cada parcela, totalizando 6,75 m². As amostras foram pesadas e, após correção da umidade para 13%, a produtividade foi calculada em kg ha⁻¹. O restante da área experimental foi colhida com colhedora automotriz.

A amostragem da palhada foi realizada uma semana após a colheita da soja. Duas subamostras, com dimensões de 0,25 x 0,25 m, foram coletadas de cada parcela. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa com circulação forçada de ar, a 60° C até massa constante e então pesadas para a determinação da massa de matéria seca (que foi extrapolada para kg ha⁻¹). Uma subamostra de cada parcela foi moída em moinho elétrico tipo “Willey”, peneirada (malha de 1 mm) e analisada em analisador elementar automático (SWIFT, 1996) para determinação dos teores de C e N.

3.4.2 Massa de matéria seca e acúmulo de nutrientes na parte aérea da cultura da aveia-preta (cultivos 2013 e 2014)

A amostragem da parte aérea da aveia-preta foi realizada por ocasião do pleno florescimento da mesma, período correspondente ao máximo acúmulo de matéria seca. De cada parcela, foram amostradas as plantas de 3 linhas de 1 m cada, num total de 0,51 m². As plantas amostradas foram cortadas rentes à superfície do solo, acondicionadas em sacos de papel, secas em estufa de aeração forçada a 60° C até massa constante e pesadas para a determinação da massa de matéria seca (que foi extrapolada para kg ha⁻¹).

Uma subamostra de cada parcela foi moída em moinho elétrico tipo “Willey”, peneirada (malha de 1 mm) e acondicionada em saco de papel. Dessas amostras foram determinados os teores de C, em analisador elementar automático (SWIFT, 1996), e N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Mn e Cu, conforme metodologias descritas em Malavolta et al.

(1997). O acúmulo de nutrientes foi determinado pela multiplicação da massa de matéria seca da parte aérea da aveia-preta (em kg ha⁻¹) pelo respectivo teor de cada nutriente e posterior divisão por 1.000, obtendo-se o resultado em kg ha⁻¹ e g ha⁻¹, para macro e micronutrientes, respectivamente.

3.5 Avaliação do fluxo de CO₂ a partir do solo

O fluxo de CO₂ do solo foi avaliado por meio de analisador automático (Automated Soil CO₂ Flux System, modelo LI-8100A, da LI-COR® Biosciences). As bases de PVC, de 20 cm de diâmetro e 10 cm de altura, sobre as quais a câmara é acoplada no momento da análise, foram instaladas na profundidade de 3 cm no solo e logo após o processo de semeadura das culturas, nas entrelinhas da cultura da soja e nas linhas de semeadura da cultura da aveia-preta. As leituras do fluxo de CO₂ foram realizadas durante o cultivo da soja e da aveia-preta, especificamente 1, 3, 5, 8, 15, 30, 60 e 120 dias após a semeadura (DAS) de cada cultura. Durante a mensuração, a concentração do CO₂ do ar no interior da câmara foi monitorada por meio de espectroscopia de absorção óptica, em um período de dois minutos, de modo que um dado de emissão era obtido por segundo, determinado-se o fluxo de CO₂ daquele ponto através da obtenção de 120 emissões. Leituras da temperatura e da umidade do solo foram realizadas simultaneamente à análise do fluxo de CO₂. As leituras foram feitas por meio do equipamento Procheck e sensor 5TM colocado ao lado de cada base e a 5 cm de profundidade no solo.

3.6 Coleta e preparo das amostras de solo

Ao final do estudo, em outubro de 2014, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo das camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm.

As amostras deformadas foram coletadas com trado tipo sonda, obtendo-se três subamostras por parcela. O solo amostrado foi homogeneizado, separado em duas subamostras e acondicionado em sacos plásticos. As primeiras subamostras – destinadas à análise de C da biomassa microbiana – foram provisoriamente armazenadas em caixa térmica com gelo e, posteriormente, mantidas a 3°C, visando a redução da atividade microbiana (WARDLE, 1992).

As outras subamostras foram secas ao ar, destorroadas, peneiradas em malha de 2 mm e armazenadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais da FCA. Essas subamostras foram ainda divididas em

quatro partes, que foram analisadas quanto aos seguintes parâmetros: análise química básica do solo, teor de C orgânico total, fracionamento físico da MOS e fracionamento químico da MOS. As subamostras destinadas à análise de C orgânico total foram ainda moídas em moinho portátil analítico (modelo A11 Basic Mill, marca IKA®).

As amostras indeformadas foram coletadas no centro de cada parcela. Para tal, foram abertas trincheiras com dimensões aproximadas de 40 cm de largura, 50 cm de comprimento e 60 cm de profundidade. A amostragem foi efetuada no centro das camadas de 00-05, 05-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm.

Na coleta das amostras utilizou-se cilindros de aço (anéis volumétricos) com 5,0 cm de altura e 4,8 cm de diâmetro interno, que foram introduzidos no solo por meio de ferramenta denominada “castelinho”. Após a coleta dos anéis volumétricos, ainda no campo, foi realizada a limpeza do excesso de solo conforme procedimentos descritos em Embrapa (1997). As amostras foram então transportadas ao laboratório de Análises Físicas do Departamento de Recursos Naturais da FCA.

3.7 Avaliações do solo

3.7.1 Densidade aparente do solo

As amostras indeformadas – sem as tampas plásticas e dentro de latinhas metálicas – foram colocadas em estufa com aeração forçada a 105°C por 24 horas, sendo então pesadas para determinação da densidade aparente do solo (EMBRAPA, 1997). Os resultados foram utilizados no cálculo do estoque de C no solo.

3.7.2 Carbono da biomassa microbiana do solo

As análises de C da biomassa microbiana (C_{BM}) foram realizadas seguindo-se o método de irradiação-extração (ISLAM; WEIL, 1998; MEDONÇA; MATOS, 2005), no Laboratório de Relações Solo-Planta da FCA/UNESP, Botucatu, SP. Foram analisadas as amostras das camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, coletadas ao final do estudo e que se encontravam congeladas.

O método de irradiação-extração tem como princípio a irradiação das amostras de solo em forno de micro-ondas, fornecendo energia eletromagnética que, ao ser absorvida, provoca a rotação das moléculas de água e a migração condutiva de íons dissolvidos em um campo eletromagnético, para gerar calor quase instantaneamente por fricção molecular. A alta temperatura e a pressão de vapor afetam a permeabilidade e a

estabilidade da membrana plasmática de células microbianas, provocando a sua ruptura e liberando vários metabólitos intracelulares (ISLAM; WEIL, 1998). Em seguida, as amostras são submetidas a uma extração rápida, com K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, um extrator fraco, procedendo-se a determinação do C (BROOKES et al., 1985; VANCE et al., 1987).

Para tanto, as amostras foram retiradas do congelador e mantidas a 25°C por aproximadamente 2 horas até o equilíbrio com a temperatura ambiente. Foram então peneiradas em malha de 2 mm e, em seguida, submetidas à padronização de umidade, acrescentando-se água com auxílio de uma pipeta para corrigir a umidade para 80%. Para a escolha desse valor considerou-se a umidade das amostras no momento de coleta em cada área, os valores de umidade recomendados pelos métodos de análise, e a não necessidade de secagem das amostras antes de umedecê-las novamente, para evitar variações bruscas na população microbiana.

Após a padronização da umidade, as amostras foram vedadas em sacos plásticos e deixadas em repouso por 24 horas em ambiente a 25°C , para homogeneização da umidade. Após esse período, pesou-se o equivalente a 22 gramas de solo seco em copos de polipropileno de 150 mL resistentes à exposição a forno de microondas. As amostras não irradiadas foram vedadas e permaneceram em repouso, enquanto as demais foram submetidas à irradiação. Utilizou-se um forno de micro-ondas Electrolux MEX 55[®], em potência real de 623 W, calculada a partir da variação da temperatura de 1L de água após 2 minutos de irradiação.

Procedeu-se a irradiação de uma amostra por vez para uniformizar a distribuição de energia e evitar superaquecimento do solo. A escolha do tempo de irradiação foi baseada na recomendação de Islam e Weil (1998), de que a temperatura final após a irradiação permanecesse entre 80 e 88°C . Ainda de acordo com esses autores, a amostra foi submetida à irradiação por metade do tempo de exposição determinado, que para o presente estudo foi de 75 segundos. Em seguida a amostra foi retirada do forno de micro-ondas, submetida a uma agitação manual leve para movimentar o solo no interior do copo de polipropileno e deixada em repouso até atingir temperatura ambiente. Finalmente a mostra foi submetida à segunda metade do tempo de exposição à irradiação no forno de micro-ondas (mais 75 segundos).

Após a irradiação procederam-se, em ordem cronológica, a adição de 80 mL de solução de K_2SO_4 $0,5 \text{ M}$ às amostras (irradiadas e não irradiadas), a agitação em agitador horizontal a 220 rpm por 30 minutos, o repouso por 60 minutos para permitir a

sedimentação do solo no interior do copo e a filtragem dos extratos em papel filtro quantitativo. Após a filtragem, foram pipetados 10 mL do filtrado para a determinação do C_{BM} pelo método de oxidação de dicromato, descrito por Mendonça e Matos (2005).

O carbono da biomassa microbiana (C_{BM}) foi calculado pela Equação 1:

$$\text{Equação 1. } C_{BM} \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{C_I - C_{NI}}{k_c}$$

Em que C_I representa a quantidade de C recuperada na amostra irradiada, em mg kg^{-1} ; C_{NI} representa a quantidade de C recuperada na amostra não irradiada, em mg kg^{-1} ; e k_c é o fator de correção que representa a eficiência do extrator em extrair o C da biomassa microbiana do solo (adimensional). Utilizou-se o k_c de 0,33, recomendado por Sparling e West (1988) para Latossolos.

3.7.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

O fracionamento físico da matéria orgânica foi realizado no Laboratório de Relações Solo-Planta da FCA/UNESP, Botucatu, SP. Procedeu-se o fracionamento granulométrico, adaptado de Cambardella e Elliott (1992). O princípio do método consiste em separar o carbono orgânico do solo em duas frações: carbono orgânico particulado (COP), menos decomposto e mais recentemente depositado no solo, e carbono associado a minerais (COM), mais recalcitrante e humificado.

Foram pesados 20 g de solo seco ao ar tamizados em malha de 2 mm em copos de polietileno de 250 mL e adicionados 80 mL de solução dispersante de hexametáfosfato de sódio 5 g L^{-1} . Em seguida, as amostras foram agitadas por 15 horas em agitador horizontal, passadas por peneira de malha de 0,053 mm (270 Mesh) e enxaguadas várias vezes com água destilada até remoção total da argila. O material particulado retido na peneira, ou fração particulada (FP), foi transferido para latas de alumínio, com auxílio de jatos de água, e seco em estufa de circulação forçada de ar a 50°C até atingir massa constante.

Após a secagem, o material foi pesado, determinando-se assim a massa da fração particulada (MFP), moído e homogeneizado com auxílio de um bastão de vidro, e submetido à determinação de C em analisador elementar modelo PE-2400 serie II

CHNS, marca Perkin Elmer[®], obtendo-se o teor de carbono da fração particulada do solo (CFP), sendo possível calcular o teor de carbono orgânico particulado (COP) do solo, de acordo com a Equação 2.

$$\text{Equação 2. COP (g kg}^{-1}\text{)} = \frac{\text{CFP} \times \text{MFP}}{\text{Ps}}$$

Em que CFP representa o teor de carbono da fração particulada, em g kg⁻¹; MFP representa a massa da fração particulada, em g; e Ps representa a massa da amostra inicial do solo, em g (20 g).

O teor de carbono associado a minerais (COM) foi calculado pela diferença entre o carbono orgânico total (COT) e o carbono orgânico particulado, conforme a Equação 3.

$$\text{Equação 3. COM (g kg}^{-1}\text{)} = \text{COT} - \text{COP}$$

Em que COT representa o teor de carbono orgânico total do solo, em g kg⁻¹; e COP representa o teor de carbono orgânico particulado do solo, em g kg⁻¹.

3.7.4 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo

O fracionamento químico da MO foi realizado por meio do método de extração e fracionamento quantitativo de SH descrito por Benites et al. (2003). Com base na solubilidade diferenciada das SH em meios alcalino e ácido, determinou-se os teores das frações de AH, AF e HU.

Na etapa de extração, foi utilizada solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹. A extração se estendeu por um período de 24 horas, e a separação da FAH + FAF, denominada extrato alcalino, e a do solo remanescente, denominado HU, foram feitas por centrifugação, seguida de duas lavagens do resíduo com a mesma solução, adicionando-se os extratos aos materiais anteriormente reservados. Na seqüência, o extrato alcalino (FAH + FAF) teve o pH ajustado para 1,0 ± 0,1 com H₂SO₄ a 20%, permanecendo em repouso por 18 horas até a decantação do precipitado formado. O precipitado denominado de FAH, foi separado da fração solúvel, FAF, por filtração, utilizando-se sistema Millipore de filtragem de 47 mm de diâmetro e filtro de 0,45 µm. A FAH foi rediluída em solução de

NaOH 0,1 mol L⁻¹ e teve o volume completado para 50 mL; já o volume da FAF foi ajustado para 50 mL, utilizando-se água destilada. O teor de C orgânico nas frações (C-FAF, C-FAH e C-FHU) foi determinado após digestão das amostras em dicromato de potássio, e, posterior titulação com sulfato ferroso amoniacal com indicador Ferroin.

3.7.5 Carbono orgânico total e estoque de C no solo

O teor de C orgânico total (COT) foi determinado por meio de analisador elementar automático (SWIFT, 1996) (modelo PE 2400 Series II, marca Perkin Elmer®). O estoque de C em cada camada do solo foi calculado pela Equação 4.

Equação 4. Estoque C (Mg ha⁻¹) = C x d x h

Em que C representa o teor de COT, em %; d representa a densidade aparente do solo, em g cm⁻³; e h a altura da camada amostrada, em cm.

O estoque total de C no solo (até 60 cm de profundidade) foi calculado pelo somatório do estoque de C em cada camada.

3.7.6 Análise química básica do solo

A análise química básica foi realizada no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais da FCA. Analisou-se o pH e o teores de M.O., P, H+Al, K, Ca e Mg, bem como calculou-se a soma de bases, capacidade de troca catiônica (CTC) e saturação por bases (V%), de acordo com as metodologias descritas por Raij e Quaggio (1983). Os micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn foram analisados por meio da extração com DTPA-TEA (CAMARGO et al., 1986) e o B foi determinado pelo método de cloreto de bário-microondas (ABREU et al., 1998).

3.8 Análise estatística dos resultados

Os dados foram tabulados e submetidos à análise de variância. Quando encontrados efeitos significativos (pelo teste F), os resíduos foram comparados pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e as doses foram submetidas à análise de regressão e ajustadas a equações exponenciais em função da significância dos parâmetros de regressão, do valor de F e do coeficiente de determinação ajustado (R²).

A análise do solo foi realizada para cada camada separadamente, de modo que não há comparação entre as camadas. Do mesmo modo, a análise do fluxo de CO_2 do solo foi realizada para cada data, não permitindo considerações estatísticas dentre as datas. Os resultados de fluxo de CO_2 do solo foram ainda correlacionados (mediante análise de correlação de Pearson) com os resultados de umidade e temperatura do solo. Para tal, foram utilizados todos os valores de fluxo de CO_2 , umidade e temperatura do solo, obtidos durante cada cultivo.

A emissão acumulada de CO_2 durante cada cultivo foi determinada por meio da integração de área sob a curva do fluxo, utilizando-se o programa Origin 7 (ORIGINLAB, 2002).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Atributos químicos do solo

4.1.1 pH, H⁺Al e Al

Nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm houve interação significativa “dose x resíduo” para o pH do solo. Nessas três camadas o pH manteve-se constante em função do aumento das doses de LB, e correspondeu respectivamente a 4,5; 4,1 e 3,9. Com o aumento das doses de LC, no entanto, o pH do solo aumentou de 4,5 a 6,1 na camada 0-5 cm, de 4,1 a 5,8 na camada 5-10 cm e de 3,9 a 5,1 na camada 10-20 cm, ajustando-se a equações lineares crescentes (Figura 2). Nas camadas 20-40 e 40-60 cm não houve efeito dos tratamentos no pH do solo, que correspondeu respectivamente a 4,2 e 4,0.

O efeito das doses de LC no pH até 20 cm ocorreu fundamentalmente porque esse resíduo é tratado com cal virgem (CaO). No solo, em contato com a água, o CaO é solubilizado e dissociado em $\text{Ca}^{+2} + 2\text{OH}^-$. O OH^- liga-se ao H^+ da solução do solo, formando água e diminuindo a acidez ativa. Além disso, ocorre a insolubilização do Al^{3+} tóxico pela formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$. Por fim, também há aumento do Ca^{2+} na solução do solo (Figura 4a), e, conseqüentemente, aumento da sua contribuição na soma de bases.

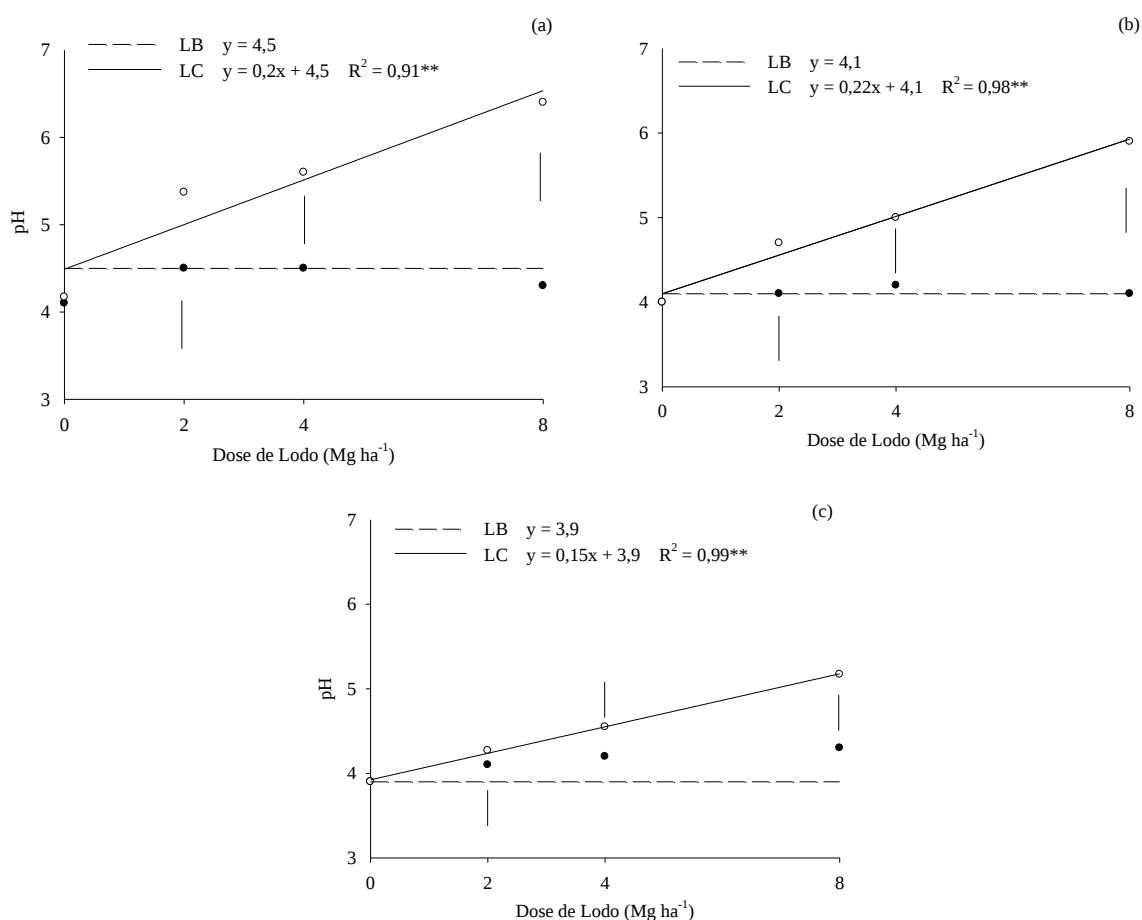


Figura 2. Valores de pH (CaCl₂) do solo nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ** = significativo a 1%.

Na mesma área experimental do presente estudo, Corrêa et al. (2007) verificaram após somente três meses da primeira aplicação dos lodos, aumento dos valores de pH e da saturação por bases até a profundidade de 40 cm com o aumento das doses de LC. Segundo os autores, esse feito ocorreu em razão da maior concentração de compostos resultantes da reação de neutralização. A maior concentração de compostos resultantes da reação de neutralização permite que as cargas negativas do solo, originárias do aumento de pH, sejam preenchidas, disponibilizando o excesso de cátions na solução do solo em menor intervalo de tempo (CORRÊA et al., 2007).

O deslocamento dos compostos resultantes da reação de neutralização promovida pela aplicação do LC ocorre até que eles atinjam a próxima camada ácida e reajam novamente com os cátions ácidos, em especial o Al³⁺, iniciando, assim, o processo de neutralização da acidez em profundidade (CORRÊA et al., 2007). Devido a esses efeitos, os teores de H⁺/Al decresceram com o aumento das doses de LC

nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, e, respectivamente, variaram de 57,3 a 5,3; de 66,0 a 13,2 e de 69,1 a 28,0 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ (Figura 3). Já o LB, por não apresentar cal virgem, não promoveu alterações nos teores de H+Al, de modo que nas três primeiras camadas os teores corresponderam a 64,7; 68,3 e 70,0, valores superiores ao verificados quando da aplicação de qualquer dose de LC (Figura 3).

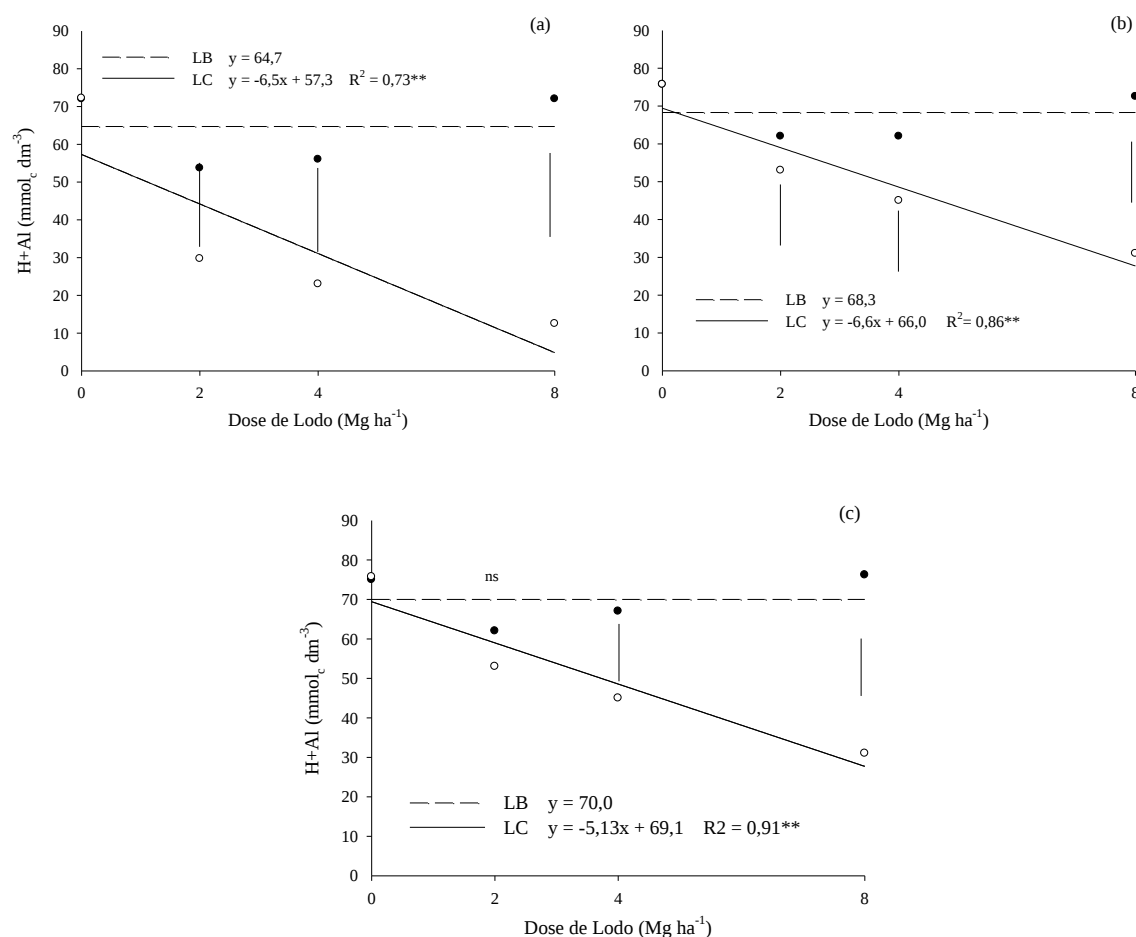


Figura 3. Teores de H+Al nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

Na camada 20-40 cm verificou-se efeito de tipo de lodo nos teores de H+Al, com valor de 68,4 e 59,5 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ quando da aplicação de LB e LC, respectivamente. Na camada 40-60 cm não houve efeito dos tratamentos e o teor de H+Al apresentou valor de 86,0 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$.

Para o teor de Al^{3+} observou-se diferença entre os tipos de lodo até a camada 20-40 cm, com teores sempre menores quando da aplicação de LC. Na

superfície, o teor de Al^{3+} correspondeu a $1,6 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ quando se aplicou LC, $3,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ a menos do teor verificado para o LB. Nas camadas 5-10, 10-20 e 20-40 cm, os teores de Al^{3+} em função da aplicação de LC e LB corresponderam respectivamente a 3,0 e 8,0; 5,4 e 10,5; e 8,12 e 11,3 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Na camada 40-60 não houve efeito dos tratamentos e o teor de Al^{3+} foi de $11,3 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Nota-se que, com a aplicação de LC, os teores desse elemento são baixos até a camada 10-20 cm, segundo valores estabelecidos por Raij et al. (2001). Com a aplicação de LB, no entanto, os teores de Al^{3+} a partir da camada 5-10 cm, são considerados altos. Dentre os efeitos tóxicos da concentração de Al^{3+} , destaca-se o engrossamento das raízes e diminuição das suas ramificações, o que prejudica a absorção de nutrientes e água (SOUSA et al., 2007).

4.1.2 K, Mg, Ca, P e S

Os teores de K e Mg não variaram em função dos tratamentos, haja vista que os dois resíduos apresentam baixo teor desses elementos (Tabela 1). Nas camadas 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, o teor de K manteve-se respectivamente em 2,84; 1,83; 1,26; 0,81 e 0,51 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, enquanto o de Mg manteve-se em 8,42; 4,72; 3,21; 2,96 e 2,57 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Para o teor de Ca, entretanto, constatou-se efeito do tipo de lodo nas camadas 0-5 e 5-10 cm, nas quais o teor foi maior para o LC. Nessas camadas, respectivamente, o teor de Ca em função da aplicação de LC correspondeu a 50,3 e 35,0 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ valores 60 e 40% superiores ao teor de Ca quando da aplicação de LB. Na camada 10-20 cm houve efeito de dose para o teor de Ca, o qual aumentou com o aumento das doses de lodo, variando de 9,8 a 28,0 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Figura 4a). Na camada 20-40 cm, o teor desse elemento apresentou interação entre fatores, de modo que para o LB o teor não variou, e manteve-se na média de $11,5 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, enquanto para o LC, aumentou de 8,6 para 22,7 $\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Figura 4b). Na camada 40-60 cm, a aplicação de LC ainda superou a aplicação de LB quanto ao teor de Ca no solo, de modo que esse teor foi 25% superior e correspondeu a $10,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

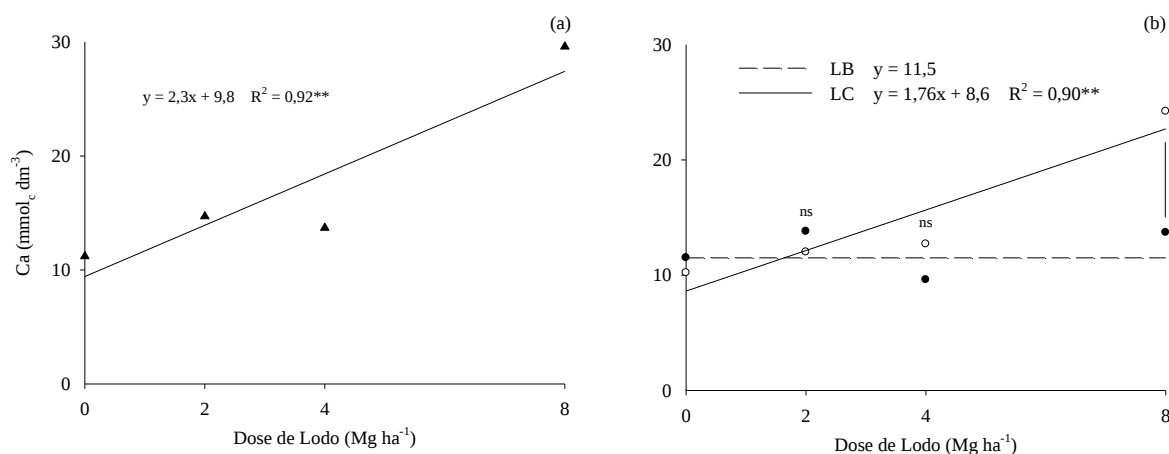


Figura 4. Teores de cálcio do solo nas camadas 10-20 cm (a) (média dos dois lodos) e 20-40 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS. Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

Os resultados de teor de Ca apresentam relação com o fato de que, com as seis aplicações dos resíduos ao longo dos 12 anos de estudo, o LC, por conter CaO, adicionou aproximadamente 10 vezes mais Ca ao solo em relação ao LB (Tabela 2). Corrêa et al. (2009b) constataram que a aplicação superficial do LC proporcionou a correção da acidez do solo, o deslocamento do Ca^{+2} , o aumento do pH e da saturação por bases e a redução do Al^{+3} até 40 cm de profundidade. A maior concentração de compostos resultantes da reação de neutralização permite que as cargas negativas do solo, originárias do aumento de pH, sejam preenchidas, disponibilizando o excesso de cátions à solução do solo em menor intervalo de tempo, o que torna possível o deslocamento da frente alcalinizante em subsuperfície (CORRÊA et al., 2007). Além disso, o aumento de Ca^{+2} em subsuperfície reduz o teor de Al tóxico, o que melhora as condições do solo para o crescimento das raízes (SOUSA et al., 2007).

Considerando que teores de Ca acima de $7 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ são considerados altos para as culturas anuais (RAIJ et al., 2001), todos os teores desse elemento apresentados nesse estudo estão altos. No entanto, a disponibilidade dos nutrientes não está relacionada apenas com a concentração dos cátions no solo, mas também, com as relações entre as espécies iônicas. Tais relações são também denominadas interações iônicas e podem ocorrer tanto no solo como na planta, e influenciar na disponibilidade dos elementos (KEY et al., 1961; TISDALE et al., 1985). Por isso, se o equilíbrio Ca:Mg não for adequado, há condições para a deficiência induzida de um dos

nutrientes, como consequência de antagonismos na absorção (LIMA et al., 1981), definido por Mengel; Kirkby (1987) como competição entre íons tipo antagonismo de cátions. Por isso, vários trabalhos já registraram que a relação Ca:Mg influencia no rendimento das culturas. Fageria (2001) cita que o valor mais adequados da relação Ca:Mg no solo é de 2,6 para a cultura da soja.

A presença de quantidades elevadas de Ca e/ou Mg pode diminuir os teores de K trocável para certas culturas e, dessa maneira, solos com CTC mais elevada poderão necessitar de maiores aplicações de K (RAIJ, 1991). Os teores de K nas duas primeiras camadas são considerados médios e na camada 10-20 cm, baixo, de acordo com Raij et al. (2001). Para (Ca+Mg):K, valores adequados para soja estão entre 20 e 30 (OLIVEIRA et al., 2001). Na camada 10-20 cm, somando-se o teor de Ca obtido com a maior dose de lodo ($28,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) ao teor de Mg ($3,2 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), obtêm-se o valor de 31,2, que dividido pelo teor de K ($1,26 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), resulta em 24,7, ou seja, valor considerado adequado para a cultura da soja. Levando em conta a dose estimada de $5,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de lodo, com a qual se obteve a maior produtividade da soja 2013/14 (Figura 20), o valor para cálculo de (Ca+Mg):K é de 20, também dentro da faixa considerada adequada para a cultura.

Na camada superficial do solo ocorreu efeito de tipo de resíduo no teor de P, constatando-se que, com a aplicação de LC, o teor do nutriente ($60,8 \text{ mg dm}^{-3}$) foi 27% maior em relação ao teor oriundo da aplicação de LB. Isso ocorreu porque o LC promoveu aumento do pH do solo (Figura 2), o que pode causar precipitação de P em formas de baixa solubilidade e consequente aumento do compartimento P-solução (NOVAIS et al., 2007). Além disso, o LC promoveu maior valor de SB nessa camada ($61 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), o que acarreta em diminuição da retenção de ânions como o fosfato (NOVAIS et al., 2007). Na camada 0-5 cm, houve ainda, alteração do teor de P em função de doses de lodo, com acréscimo do teor do elemento em função do aumento das doses. Assim, o teor de P aumentou de 35,2 para $78,4 \text{ mg dm}^{-3}$, ou seja, passou de teor médio (quando da ausência da aplicação de resíduos), para teor alto (RAIJ et al., 2001) a partir da aplicação da menor dose de lodo (Figura 5a). É importante destacar ainda que, no início do estudo, o teor médio de P no solo (Tabela 3) era muito baixo (6 mg dm^{-3}).

O aumento de P disponível no solo com a aplicação de lodo de esgoto foi demonstrado por vários trabalhos (BERTON et al., 1997, SILVA et al., 1998; NASCIMENTO et al., 2004; GALDO et al., 2004), fato atribuído à diminuição da

adsorção do elemento ao solo. Isso ocorre porque a matéria orgânica possui íons orgânicos que competem com o fosfato pelos sítios de adsorção, e, formam complexos e quelatos, aumentando a disponibilidade de P (HUE, 1995). Os resultados de P no solo também têm influência do aumento do acúmulo de P pela aveia-preta (Figura 24a), que após o seu corte, passou a formar a matéria orgânica livre (MOL) do solo, a qual é facilmente mineralizada pelos microrganismos, disponibilizando P. Além disso, a aplicação de lodo permite liberação moderada e contínua de P, em contraste com os fertilizantes solúveis que fornecem elevado teor de P solúvel imediatamente após a sua aplicação (MINHONI et al., 1993). A decomposição do lodo no solo produz agentes complexantes que facilitam a movimentação de fosfatos combinados com ferro e alumínio (TSUTIYA, 2001).

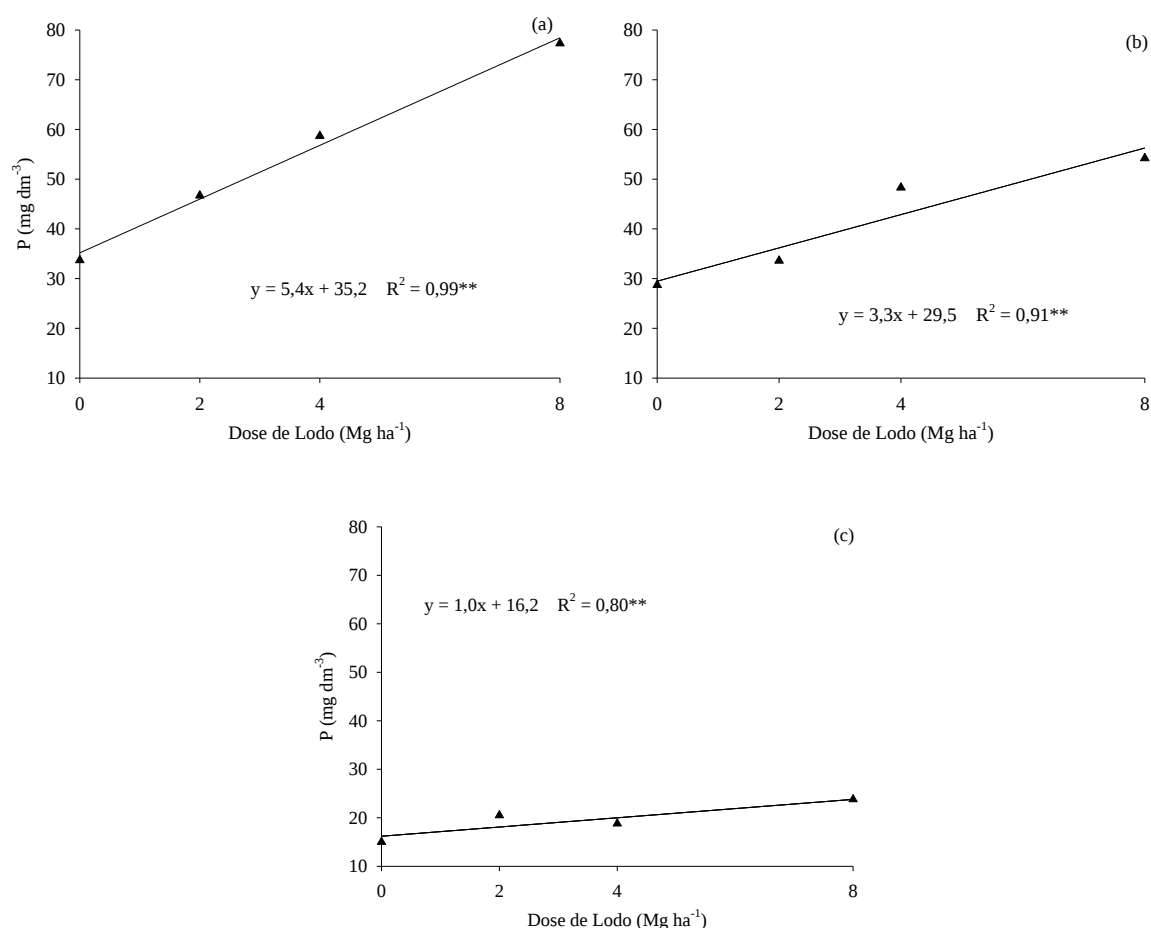


Figura 5. Teor de fósforo nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos);

** = significativo a 1%.

Nas camadas 5-10 e 10-20 cm, o teor de P também aumentou em função de doses, independente do tipo de lodo, com acréscimos respectivamente de 29,0 a 55,0 mg dm⁻³ e 16,2 a 23,8 mg dm⁻³. Tal resultado pode ser consequência do caminhar do P até a profundidade de 20 cm, promovido pela diminuição da adsorção de P aos colóides do solo em razão do aumento de bases nos sítios ligantes (WHALEN; CHANG, 2002). A capacidade de adsorção de P também pode ser reduzida na presença de ácidos orgânicos liberados pela palha em superfície, os quais têm ação complexante, tornando-o disponível no solo (FRANCHINI et al., 2001). O aumento de P disponível no solo com a aplicação de lodo de esgoto foi demonstrado por vários trabalhos (BERTON et al., 1997, SILVA et al., 1998; Nascimento et al., 2004; GALDO et al., 2004), fato atribuído à diminuição da adsorção do elemento ao solo. Nas camadas 20-40 e 40-60, entretanto, o teor de P não se alterou em função dos tratamentos, e manteve-se respectivamente em 10,4 e 13,6 mg dm⁻³.

O teor de S no solo variou em função do tipo de lodo nas três primeiras camadas, com teores sempre maiores quando da aplicação de LB. Na camada 0-5 cm, esse resíduo promoveu teor de S (10,8 mg dm⁻³) 36% superior em relação ao LC. Nas camadas 5-10 e 10-20 cm, o teor de S decorrente da aplicação de LB foi respectivamente de 9,7 e 10,1 mg dm⁻³, enquanto o decorrente da aplicação de LC foi de 6,1 e 7,2 mg dm⁻³ respectivamente. Independente do tipo de resíduo, os teores de S nessas camadas são considerados médios (RAIJ et al., 2001). O pH é um dos fatores que influencia a disponibilidade de S no solo (SOUSA et al., 2007). O pH do solo que recebeu LB não variou e apresentou-se próximo a 4,0 (Figura 2), valor que não favorece a disponibilidade do elemento. No entanto, o fato do LB apresentar maior teor de MO (Tabela 1) já foi suficiente para aumentar o teor de S no solo via mineralização. Nas camadas 20-40 e 40-60 cm, entretanto, o teor de S não diferiu para nenhum tratamento, e, manteve-se respectivamente na média de 17,3 e 22,4 mg dm⁻³.

4.1.3 SB, CTC e V%

Com relação ao valor de soma de bases (SB), houve efeito do tipo de resíduo nas camadas 0-5 e 5-10 cm, efeito de dose na camada 10-20 cm e interação entre os fatores na camada 20-40, resultados que estão diretamente relacionados com o teor de Ca no solo (Figura 4), uma vez que não houve efeito de tratamentos nos teores de K e Mg. Assim, o valor de SB seguiu o padrão de variação do Ca no solo. Na camada 0-5 cm, a

SB correspondeu a 61 e 43 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ quando da aplicação de LC e LB respectivamente, enquanto na camada 5-10 cm os valores corresponderam a 42 e 32 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$ respectivamente. Na camada 10-20 cm, constatou-se acréscimo da SB em função do aumento das doses de lodo, com valores variando de 15 a 32 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$. Na camada 20-40 cm, a aplicação de doses de LB não influenciou o valor de SB, que correspondeu a 15 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$, enquanto as doses de LC promoveram aumento da SB, variando de 13 a 26 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$. No entanto, entre os resíduos, apenas com a aplicação da maior dose de lodos constatou-se diferença para a SB (Figura 6b). Na última camada não houve efeito de tratamentos, e a SB correspondeu a 12,5 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$.

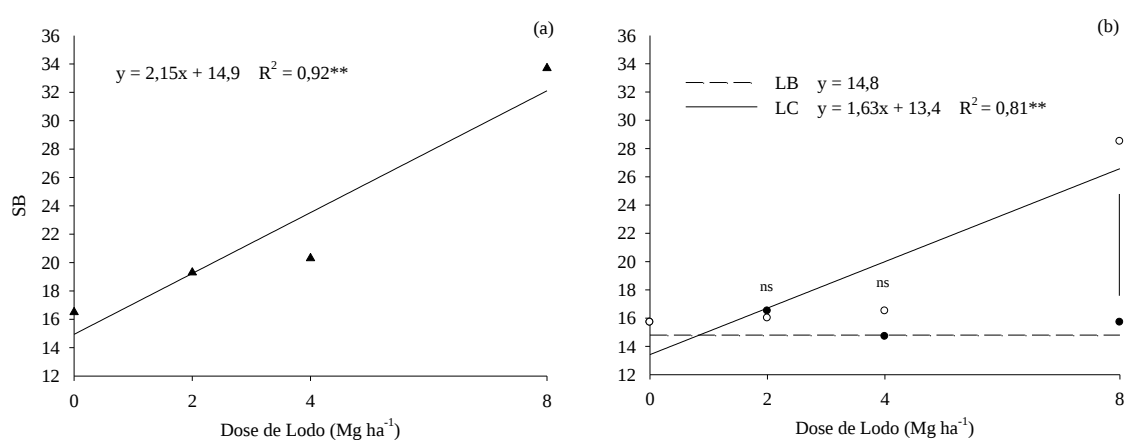


Figura 6. Valor de soma de bases (SB) nas camadas 10-20 cm (a) (média entre os dois lodos) e 20-40 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

A CTC do solo na camada 0-5 cm não foi alterada em função dos tratamentos, e apresentou alto valor (102,0 $\text{mmol}_c \text{dm}^{-3}$). Nas camadas 5-10 e 10-20 cm a CTC variou em função de tipos de lodo, de modo que o LB promoveu os maiores valores, que corresponderam respectivamente a 100,2 e 88,6. Tais valores são 18 e 14% maiores em relação aos valores de CTC procedentes da aplicação de LC. Nas camadas 20-40 e 40-60 cm os valores de CTC também foram altos (81,6 e 96,4 respectivamente), e não variaram com os tratamentos.

A CTC está diretamente relacionada com a MOS e, pode ser aumentada em sistemas de manejo que proporcionem o incremento de COT. Isso acontece porque a substâncias húmicas (SH), especialmente os AH e AF, apresentam grupos

funcionais com insuficiência de elétrons, como COOH (carboxílico), OH (fenólico e alcoólico), C = O (carbonil e quinona), OCH₃ (metoxil) e NH₂ (amínico). As cargas negativas superficiais desses grupamentos são dependentes de pH. Assim, com a elevação do pH (Figura 2), ocorre dissociação dos grupamentos orgânicos, aumentando as cargas superficiais negativas das SH (SILVA; MENDONÇA, 2007). O LB, além de apresentar maior teor de MO que o LC (Tabela 1), apresenta maior teor de AF e AH (Figuras 29 e 30), o que possivelmente contribuiu para os maiores valores de CTC do solo quando da aplicação desse resíduo. Vale destacar que essas cargas negativas nas superfícies dos colóides orgânicos conferem-lhes características de troca catiônica superiores àquelas geradas pela fração mineral de elevada CTC, como as argilas 2:1, e por isso afetam diretamente as propriedades químicas do solo (SPOSITO, 1989).

A saturação por bases do solo (V%) variou nas três primeiras camadas em função da interação “dose x resíduo”, e, aumentou linearmente com o aumento das doses de LB e LC. Na camada superficial, os valores de V% decorrentes da aplicação de LB e LC respectivamente, variaram de 37,6 a 42,3% e 47,6 a 87,6%, com diferença significativa para as doses 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ (Figura 7a). Nas camadas 5-10 e 10-20 cm, a V% oriunda da aplicação de LB não variou e correspondeu, em média, a 32,6 e 20,7% respectivamente, diferindo do LC nas doses 4 e 8 Mg ha⁻¹ em ambas as camadas. Com a aplicação de LC, nessas camadas, a V% aumentou de 30,5 para 75,3% e de 18,0 para 57,6% respectivamente. Houve ainda efeito de tipo de lodo nas camadas 20-40 e 40-60 cm, de modo que o LC promoveu maiores valores de V%, que corresponderam respectivamente a 25,2 e 15,0%, enquanto para o LB os valores foram de 19,2 e 11,5%.

Constata-se que nas três primeiras camadas os valores de V% decorrentes da aplicação de LB são considerados baixos, enquanto para o LC, são considerados baixos apenas os valores de V% obtidos com doses inferiores a 4 Mg ha⁻¹, de acordo com Raij et al. (2001). A V% está diretamente relacionada ao pH de solos intemperizados. Isso porque, nesses solos, predominam minerais 1:1 e sesquióxidos de Fe e Al (gibsitita e gohetita), de modo que as cargas negativas do solo são, em grande parte, dependentes de pH. Com o aumento do pH, há maior disponibilidade de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ no complexo de troca dos colóides, fazendo com que os valores de V% aumentem (RAIJ; QUAGGIO, 2000). Assim, como a aplicação de LC promoveu aumento do pH do solo (Figura 2), os maiores valores de V% também ocorreram em função da aplicação desse resíduo.

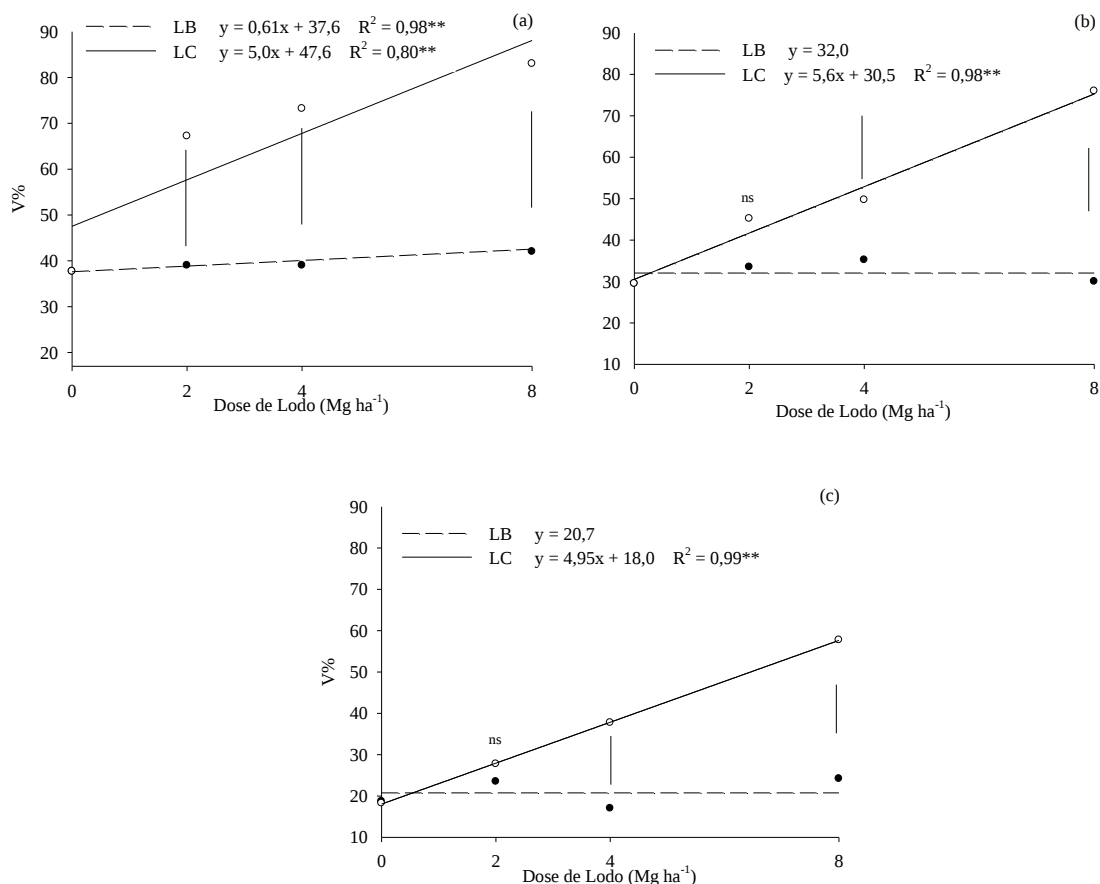


Figura 7. Valor de saturação por bases (V%) nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

4.1.4 Micronutrientes

Para o teor de Fe no solo, ocorreu interação “dose x resíduo” nas duas primeiras camadas. Na camada 0-5 cm, o teor de Fe aumentou de 55,0 para 85,4 mg dm⁻³ com o aumento das doses de LB e decresceu de 54,0 para 14,8 mg dm⁻³ com o aumento das doses de LC. Esses teores diferiram entre os resíduos, apenas para a maior dose (Figura 8a). Na camada 5-10 cm, o efeito foi similar ao ocorrido na primeira, de modo que o teor de Fe aumentou de 46,0 para 66,0 mg dm⁻³ com o aumento das doses de LB e decresceu de 47,0 para 25,4 mg dm⁻³ com o aumento das doses de LC. Esses teores diferiram entre os resíduos, quando se aplicou as doses de 2 e 4 Mg ha⁻¹ (Figura 8b). O pH

do solo pode ser utilizado para explicar os aumentos nos teores de Fe em função do acréscimo de doses de LB, e o seu decréscimo em função do acréscimo de doses de LC.

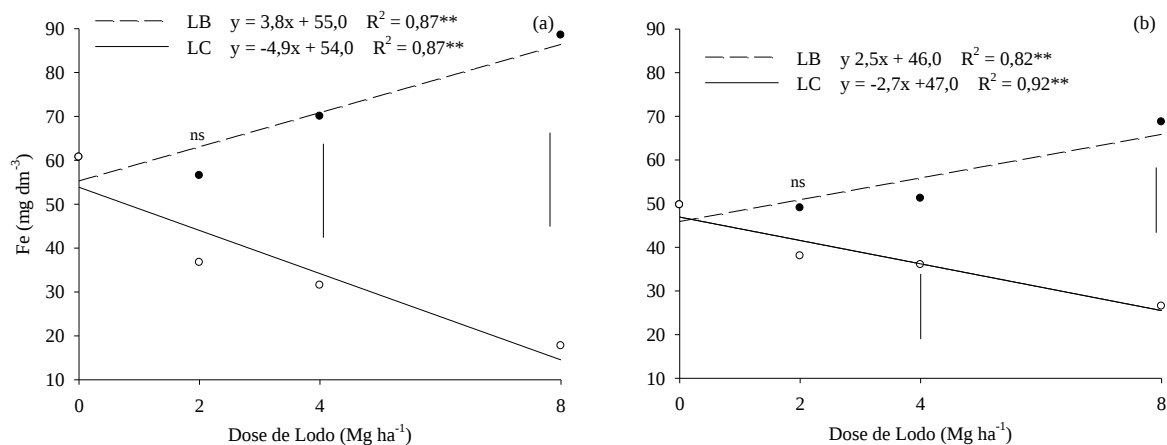


Figura 8. Teor de ferro nas camadas 0-5 cm (a) e 5-10 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

Com a aplicação de LB, o pH manteve-se próximo a 4,0 até a camada de 20 cm (Figura 2), condição em que há a maior disponibilidade do elemento. Mas, quando o pH aumenta (como ocorreu com o aumento das doses de LC), a solubilidade do Fe decresce, podendo decrescer em mil vezes para cada unidade de aumento de pH (LINDSAY, 1972).

Nas camadas 10-20, 20-40 e 40-60, o teor de Fe não apresentou diferença em função dos tratamentos, e, manteve-se respectivamente em 34,3; 24,4 e 23,2 mg dm⁻³. Em todas as camadas, os teores de Fe apresentaram valores superiores a 12 mg dm⁻³, o que indica alto teor do elemento (RAIJ et al., 2001). Os altos teores de Fe no solo ocorreram porque os resíduos apresentam alto teor desse elemento, principalmente o LB, que apresenta 7.769 mg kg⁻¹, enquanto o LC apresenta 3.120 mg kg⁻¹, fato este que também contribuiu para o aumento do teor de Fe com o aumento das doses de LB.

O teor de Mn variou em função de tipo de resíduo e somente nas três primeiras camadas do solo. Os teores desse micronutriente foram maiores quando da aplicação de LB, e corresponderam a 19,2; 12,5; 11,5 mg kg⁻¹ respectivamente nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, enquanto para o LC, os teores nessas camadas foram de

17,2; 10,8 e 7,9 mg kg⁻¹ respectivamente. O aumento do pH do solo diminui a presença dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn (ABREU et al., 2007), por isso, assim como para o Fe, os teores de Mn também foram maiores quando da aplicação de LB. Além disso, os teores de Mn também são considerados altos de acordo com Raij et al. (2001), provavelmente porque os dois lodos apresentam altos teores do elemento, especialmente o LB, que apresenta 134 mg kg⁻¹, teor 162% maior em relação ao encontrado no LC (Tabela 1). Nas camadas 20-40 e 40-60 cm, apesar de não ocorrer efeito dos tratamentos, os teores de Mn também são altos (6,8 e 5,5 mg kg⁻¹ respectivamente), pois estão acima de 5,0 mg kg⁻¹ (RAIJ et al., 2001).

Para o teor de Cu, o efeito do pH na sua disponibilidade ocorreu somente na camada superficial, onde se constatou interação “dose x resíduo”. Como esperado, em vista da aplicação do LB acarretar em pH 4,5 (Figura 2a), o teor de Cu aumentou de 3,4 para 7,4 mg kg⁻¹, enquanto para o LC, seu teor manteve-se em média de 3,9 mg kg⁻¹, diferindo do LB nas doses 4 e 8 Mg ha⁻¹ (Figura 9). Em sua composição, o LB apresenta maior teor de Cu (239,0 mg kg⁻¹) em relação ao LC (90,0 mg kg⁻¹), o que também justifica o maior teor desse micronutriente quando da aplicação de LB. Nas camadas 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, o teor de Cu não se alterou, e correspondeu respectivamente a 3,6; 3,2; 3,3 e 3,4 mg kg⁻¹.

Como esperado, em função do pH (Figura 2) e da composição dos lodos (Tabela 1), o teor de Zn no solo também foi maior quando da aplicação de LB. Por isso, na camada 0-5 cm, constatou-se efeito de tipo de resíduo, de modo que para o LB e o LC o teor de Zn apresentou-se respectivamente em 6,08 e 5,07 mg kg⁻¹, valores considerados altos (RAIJ et al., 2001). Na camada 5-10 cm, houve interação “dose x resíduo”, com aumento dos teores de Zn de 1,94 para 6,10 mg kg⁻¹ em função do aumento das doses de LB e efeito quadrático para a aplicação de LC, cujo teor de Zn aumentou até a dose de 4,1 Mg ha⁻¹, quando correspondeu a 3,24 mg kg⁻¹. Diferenças entre esses teores ocorreram quando da aplicação das doses de 4 e 8 Mg ha⁻¹ (Figura 10a), quando os teores de Zn podem ser considerados altos (RAIJ et al., 2001). Na camada 10-20 cm, também ocorreu interação “dose x resíduo”, com aumento dos teores de Zn de 0,44 para 3,40 mg kg⁻¹ em função do aumento das doses de LB, enquanto que para o LC, o teor desse elemento não se alterou, mantendo-se na média de 0,43 mg kg⁻¹. Na camada 20-40 cm, ainda houve efeito de tipo de lodo no teor de Zn, que foi maior 2,2 vezes maior quando da

aplicação de LB ($0,77 \text{ mg kg}^{-1}$). Na última camada não ocorreu efeito dos tratamentos e o teor de Zn manteve-se na média de $0,62 \text{ mg kg}^{-1}$.

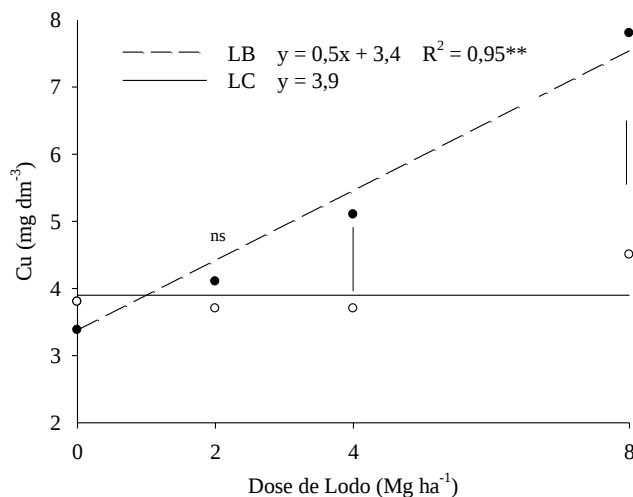


Figura 9. Teor de cobre na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

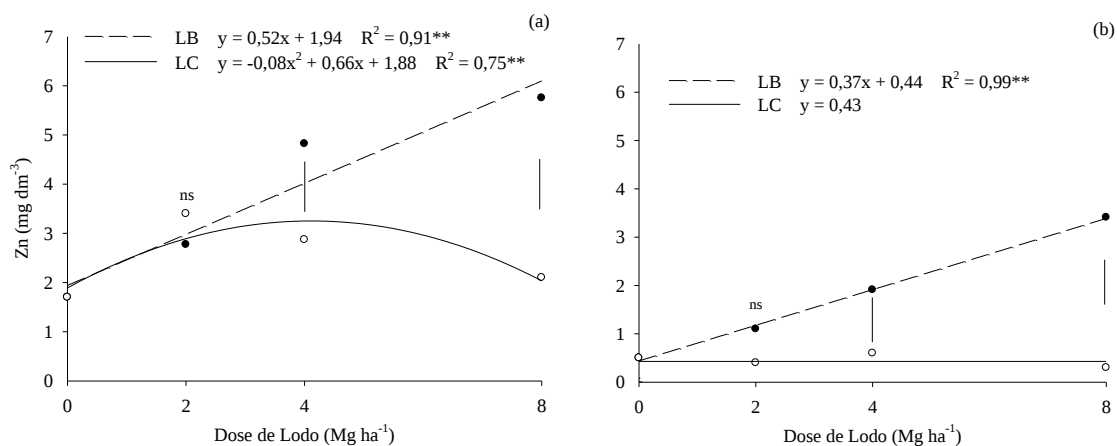


Figura 10. Teor de zinco nas camadas 5-10 cm (a) e 10-20 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

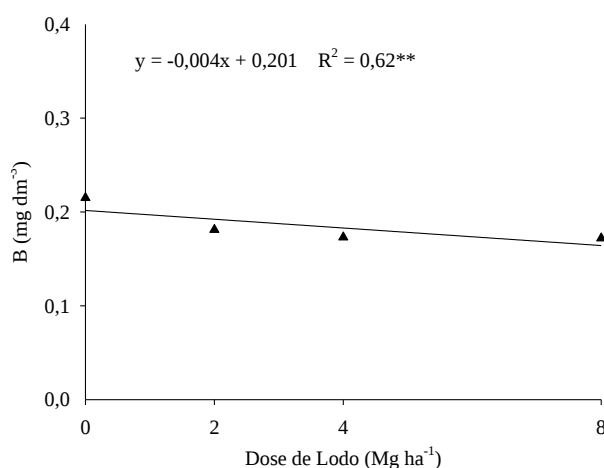


Figura 11. Teor de boro na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos);

** = significativo a 1%.

Para o B, constatou-se baixos teores (RAIJ et al., 2001) até a profundidade de 40 cm, os quais não diferiram em função dos tratamentos a partir da profundidade de 5 cm. Assim, respectivamente nas camadas 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, os teores de B no solo corresponderam, em média, a 0,14; 0,14; 0,13 e 0,21 mg kg⁻¹. Na camada superficial, entretanto, observou-se redução dos teores de B em função de doses de lodo, de modo que o teor decresce de 0,20 para 0,17 mg kg⁻¹ (Figura 11). A adsorção de B no solo é altamente influenciada pelo pH, aumentando à medida que o pH aumenta, atingindo um máximo na faixa alcalina e decrescendo abruptamente a partir daí (BARROW, 1989). Assim, apesar do B estar ligado à MO do solo (FLOSS, 2011), e os lodos apresentarem alto teor de MO (Tabela 1), o pH foi o fator mais determinante no teor do elemento.

4.2 Cultivos de soja e aveia-preta

4.2.1 Soja safra 2012/13

4.2.1.1 Diagnóstico do estado nutricional

Verificou-se interação “dose x resíduo” para os teores foliares de N, S, Mn e Zn. A aplicação de LC até a dose estimada de 6,0 Mg ha⁻¹ resultou em aumento do teor foliar de N, cujo máximo valor foi 49,0 g kg⁻¹. Com a aplicação do LB, no entanto, o máximo teor foliar de N foi de 44,6 g kg⁻¹, obtido com a dose estimada de 4,3 Mg ha⁻¹

(Figura 12a). A adição de lodo de esgoto promove a contínua mineralização de N orgânico no solo. A formação de amônia ocorre paulatinamente à medida que o material orgânico vai sendo mineralizado (ANDRADE et al., 2006), sem que haja quantidade excessiva de nitrato no solo (VIEIRA; CARDOSO, 2003). A contribuição do N mineralizável pode ser 20 vezes maior em relação à fixação biológica do nitrogênio atmosférico (CAMARGO et al., 1999).

Apesar de constatada interação “dose x resíduo” para o teor foliar de S, a aplicação do LB não resultou em alterações no teor desse elemento, que apresentou média de $1,95 \text{ g kg}^{-1}$. No entanto, a aplicação de LC até a dose estimada de $4,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ resultou em aumento do teor foliar de S, cujo máximo valor foi $2,2 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 12d). Do mesmo modo, apesar de constatada interação “dose x resíduo”, o teor foliar de Mn não variou em função da aplicação de doses de LB, e apresentou média de $114,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Entretanto, com o aumento das doses de LC, houve decréscimo linear do teor foliar de Mn, que variou de 246 a 140 mg kg^{-1} (Figura 13a). Para o Zn, constatou-se aumento linear e decréscimo linear do seu teor foliar em função da aplicação das doses de LB e LC, respectivamente. Com o LB o teor foliar de Zn variou de 67 a 110 mg kg^{-1} e, com o LC, variou de 80 a 44 mg kg^{-1} (Figura 13b). Dentre esses elementos, apenas os teores foliares de Mn e Zn ultrapassaram os valores recomendados para a cultura da soja (RAIJ et al., 1997).

Com relação aos teores foliares de P e Ca, houve efeito apenas de dose para o P, e interação “dose x resíduo” para o teor de Ca. O teor P aumentou linearmente em função das doses, e variou de $2,8$ a $3,2 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 12b). Para o Ca, a aplicação do LB não resultou em alterações no seu teor ($7,3 \text{ g kg}^{-1}$). No entanto, a aplicação de LC até a dose estimada de $5,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ resultou em aumento do teor foliar de Ca, cujo máximo valor foi de $12,1 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 12c). Essa diferença no teor foliar de Ca ocorreu porque o LC recebe calcário no seu processo de estabilização, elevando a quantidade de Ca neste resíduo. Por consequência, o teor deste nutriente na folha e no solo é maior com a aplicação de LC, e esteve dentro da faixa de teor adequado para a cultura (RAIJ et al., 1997).

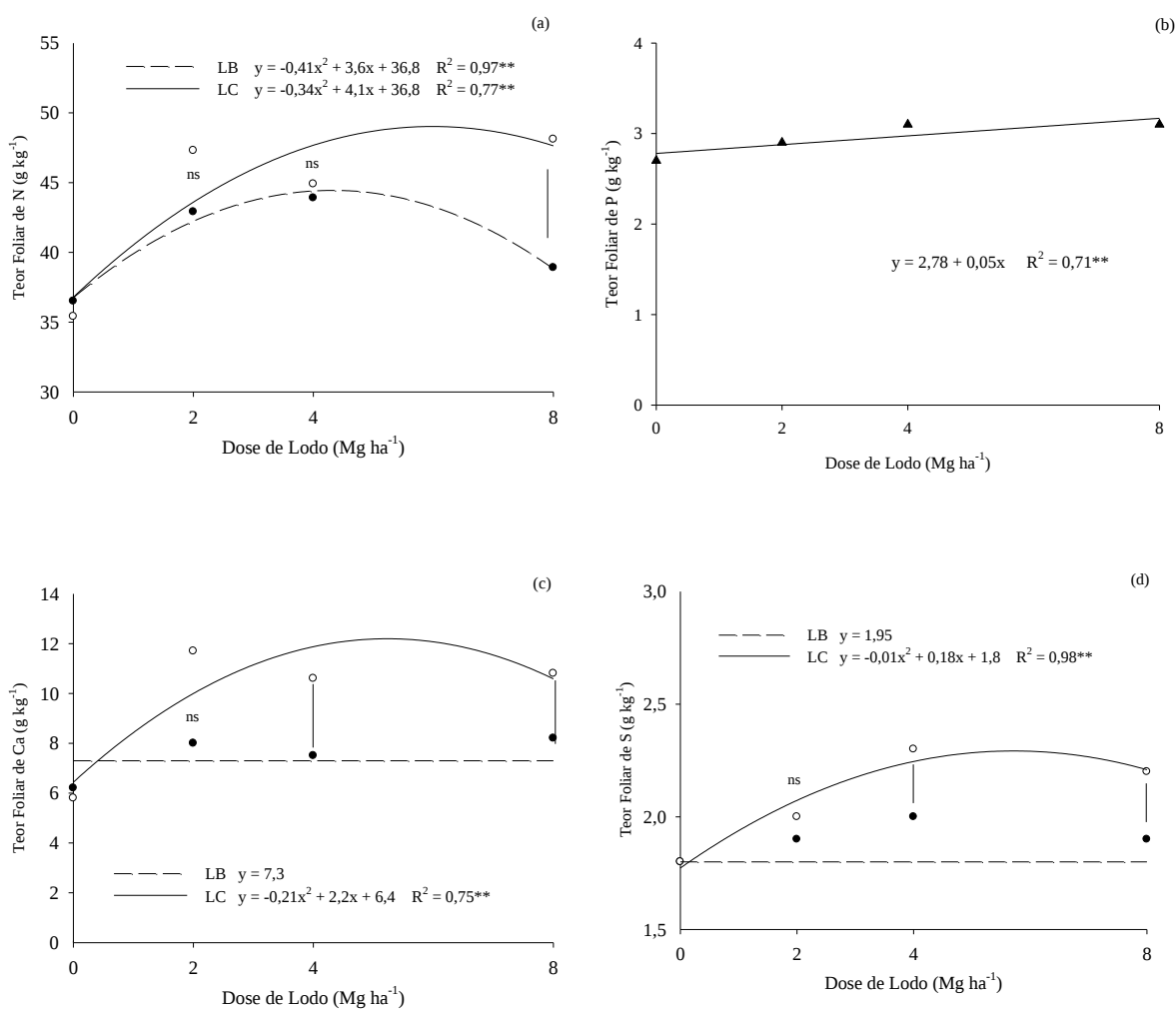


Figura 12. Teor de N (a), P (b) (média entre os dois lodos), Ca (c) e S (d) em folhas de soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC). Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

Não houve efeito das doses nem dos resíduos nos teores foliares de K, Mg, B, Cu e Fe, os quais apresentaram, respectivamente, os seguintes valores: 14,2 e 3,25 g kg^{-1} e 37,1; 11,5 e 156,6 mg kg^{-1} . Esses teores estão dentro da faixa adequada para a cultura da soja segundo Raij et al. (1997).

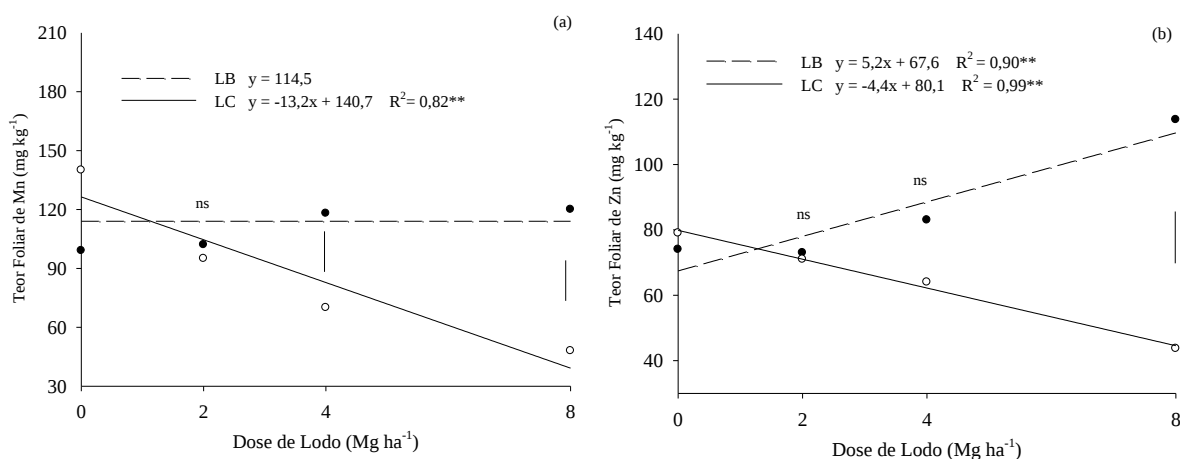


Figura 13. Teor de Mn (a) e Zn (b) em folhas de soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

4.2.1.2 Produtividade de grãos

Houve efeito apenas das doses de resíduo para a produtividade de grãos de soja, que foi máxima quando se aplicou a dose estimada de 4,5 Mg ha⁻¹ e correspondeu a 3.232 kg ha⁻¹ (Figura 14). Essa dose contempla a obtenção de adequado teor foliar da maioria dos nutrientes. Além disso, a máxima produtividade obtida no presente estudo ultrapassou a média de produtividade de grãos de soja safra 2012/13 para o estado de São Paulo, que foi de 3.220 kg ha⁻¹, bem como a produtividade nacional, que correspondeu a 2.938 kg ha⁻¹ (CONAB, 2013). Estes resultados evidenciam que a aplicação de LB e LC fornece teores adequados de macro e micronutrientes ao solo, promove melhorias na fertilidade do solo e adequada nutrição da cultura da soja, o que reflete em alta produtividade da cultura.

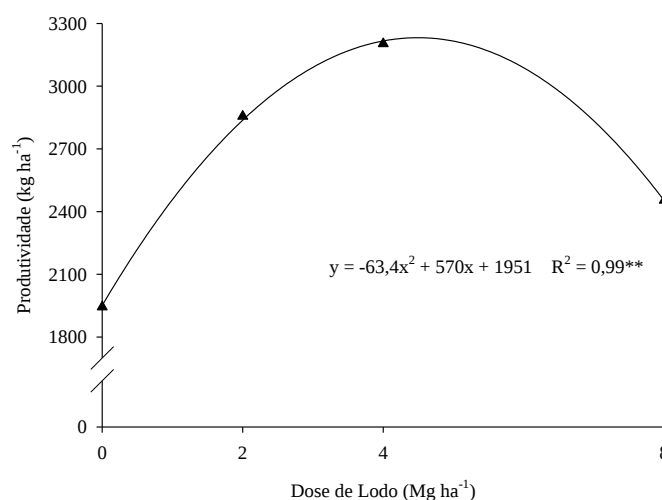


Figura 14. Produtividade da soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

4.2.1.3 Massa de matéria seca, acúmulo de C e relação C/N da palhada

A produção de palha pela cultura da soja não diferiu para doses, para resíduos e nem houve interação dos fatores, de modo que a sua média correspondeu a 6.140 kg ha⁻¹. Também não houve interação significativa “lodo x dose”, ou mesmo efeito isolado de qualquer um dos fatores para acúmulo de C e relação C/N da palhada da soja safra 2012/13. Tais variáveis apresentaram, respectivamente, valor médio de 2.453 kg ha⁻¹ e 21,3.

4.2.2 Aveia-preta 2013

4.2.2.1 Massa de matéria seca de parte aérea

A interação “dose x resíduo” não foi significativa para a massa de matéria seca (MMS) da aveia-preta, tão pouco houve diferença entre os resíduos. Houve somente efeito isolado das doses. Independentemente do resíduo aplicado, o aumento de sua dose promoveu aumento MMS da aveia-preta, que variou de 5.391 a 6.652 kg ha⁻¹ (Figura 15).

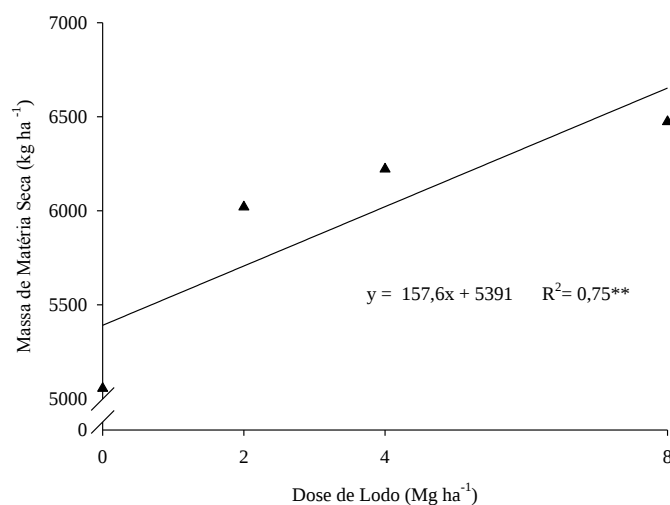


Figura 15. Massa de matéria seca da aveia-preta em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

Em trabalho avaliando diferentes corretivos de solo, Corrêa et al. (2008a) verificaram que a dose de 2,6 Mg ha⁻¹ de LC resultou numa produção de MMS de parte aérea de aveia-preta de 5.200 kg ha⁻¹, 30% superior àquela produzida sem qualquer corretivo. Tal incremento foi atribuído ao fato do LC ter promovido melhoria dos atributos químicos do solo, o que favoreceu o crescimento radicular – principalmente em subsuperfície –, permitindo a exploração de maior volume do solo para absorção de água e nutrientes pelas plantas.

4.2.2.2 Acúmulo de nutrientes e C e relação C/N da parte aérea

Os acúmulos de K (média de 113,5 kg ha⁻¹), Mg (média de 8,43 kg ha⁻¹), B (média de 51,7 g ha⁻¹), Cu (média de 31 g ha⁻¹) e de Fe (média de 1.360 g ha⁻¹) na parte aérea da aveia-preta cultivada em 2013, não diferiram em função das doses ou do tipo de lodo, bem como não houve interação entre tais fatores.

Para o acúmulo de N, P e S na parte aérea da aveia-preta, verificou-se diferença em função das doses de lodos, de modo que o acúmulo desses três elementos aumentou linearmente em função do aumento das doses. Assim, o acúmulo de N aumentou de 70,6 para 90,6 kg ha⁻¹ (Figura 16a), o de P aumentou de 9,9 para 14,8 kg ha⁻¹ (Figura 16b), e o de S de 9,36 para 12,5 kg ha⁻¹ (Figura 16c). As gramíneas, como a aveia-preta, apresentam elevada capacidade de absorção de nutrientes em função do seu sistema

radicular abundante, sendo o seu cultivo uma importante estratégia para a ciclagem de nutrientes durante a entressafra e para redução das perdas de nitrato por lixiviação (AMADO et al., 2002).

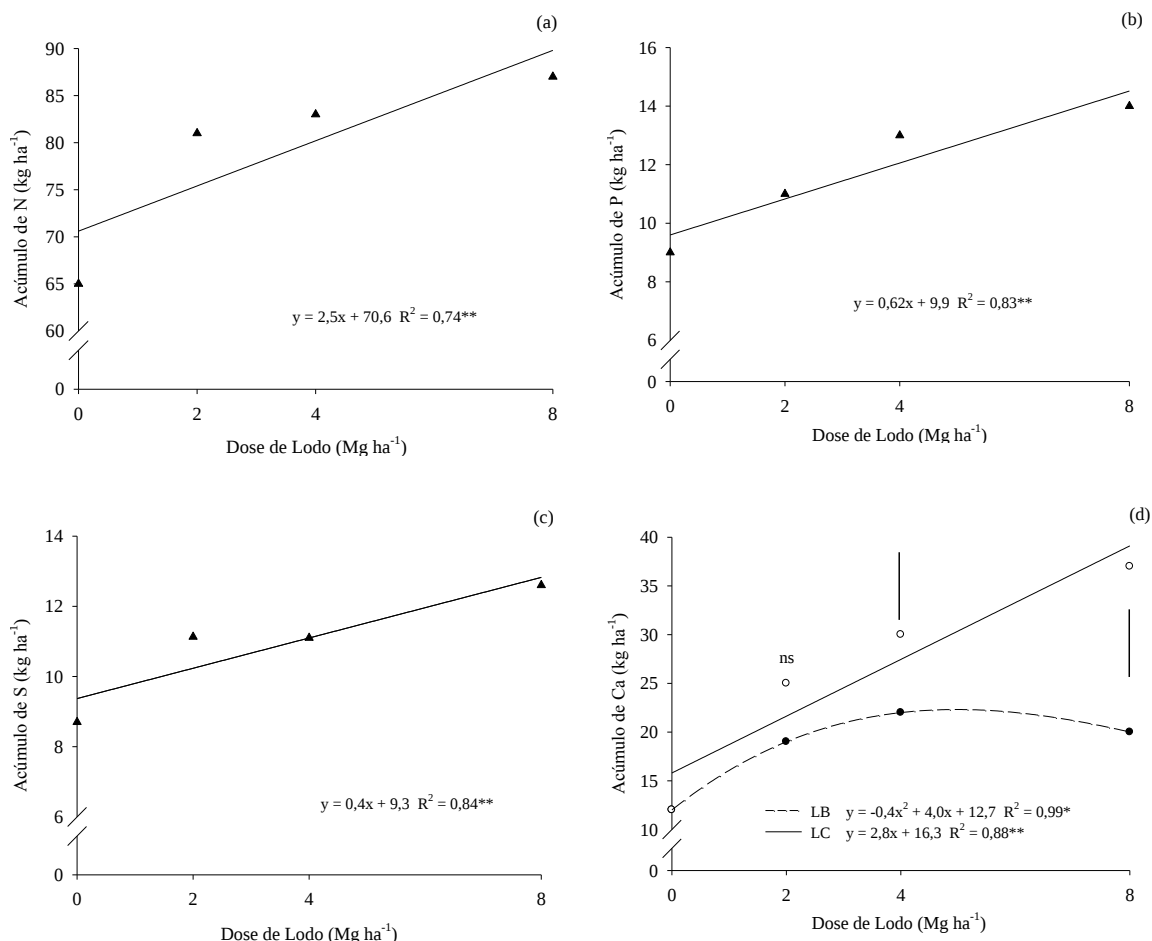


Figura 16. Acúmulo de N (a), P (b), S (c) (média entre os dois lodos) e Ca (d) na aveia-preta em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

Houve interação significativa “dose x resíduo” para o acúmulo de Ca na parte aérea da aveia-preta. O aumento das doses de LC promoveu acúmulo linear crescente desse nutriente na planta, que aumentou de 16,3 para 38,7 kg ha⁻¹, enquanto que para o LB, o acúmulo de Ca aumentou até a dose estimada de 5,0 Mg ha⁻¹, com a qual se estimou 22,4 kg ha⁻¹ (Figura 16d). As diferenças entre os resíduos ocorreram com a aplicação das doses 4 e 8 Mg ha⁻¹, com as quais respectivamente o LC promoveu acúmulo

1,2 e 2,0 vezes maior em relação ao LB. Esses resultados são justificados pelo fato do LC apresentar 6,1 vezes mais Ca que o LB (Tabela 1).

Com relação ao acúmulo dos micronutrientes Mn e Zn na parte aérea da aveia-preta, constatou-se diferença entre tipo de lodo, de modo que o LB promoveu o maior acúmulo desses elementos. Com a aplicação de LB e LC, o acúmulo de Mn correspondeu respectivamente a 1.392 e 1.036 g ha⁻¹, enquanto o acúmulo de Zn correspondeu respectivamente a 232 e 187 g ha⁻¹.

A interação “dose x resíduo” não foi significativa para o acúmulo de C na parte aérea da aveia-preta cultivada em 2013. Houve, todavia, efeito isolado de dose, de modo que o acúmulo de C aumentou com o aumento das doses de lodo (Figura 17).

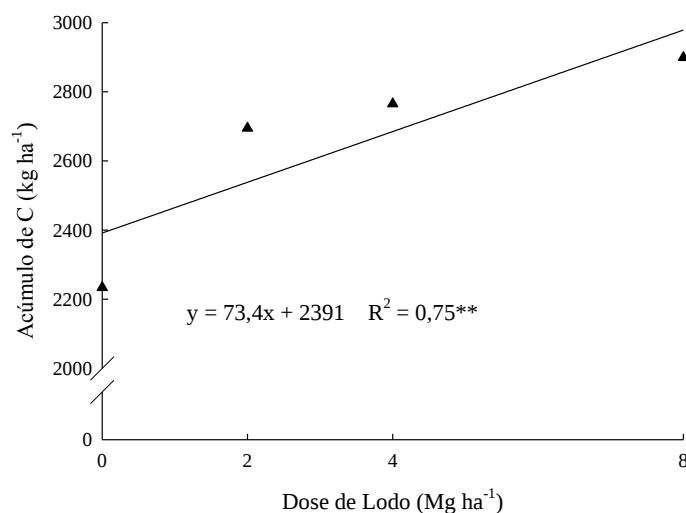


Figura 17. Acúmulo de carbono na parte aérea da aveia-preta 2013 em função de doses de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

Não houve interação significativa “dose x resíduo”, bem como qualquer efeito isolado dos fatores na relação C/N da aveia-preta cultivada em 2013. A relação C/N média correspondeu a 33,7.

4.2.3 Soja safra 2013/14

4.2.3.1 Diagnose do estado nutricional

Com relação à análise nutricional da soja, para os macronutrientes, verificou-se efeito de dose para os teores foliares de N e K. Para o N, houve aumento linear do seu teor foliar em função do aumento das doses de lodo, ao passo que para o teor foliar K o efeito foi inverso (Figura 18a e 18b). Os teores de N variaram de 40 a 44 g kg⁻¹ e os de K de 21 a 17 g kg⁻¹. O teor de P, entretanto, diferiu apenas com relação ao lodo, e foi 8% maior com a aplicação de LC, cujo valor médio correspondeu a 2,7 g kg⁻¹ (Tabela 4). O teor foliar de Ca apresentou efeito de dose e tipo de lodo, e apresentou aumento linear de 7,0 para 11,0 g kg⁻¹ (Figura 18c). Para tipo de lodo, o teor de Ca foi 26% superior quando da aplicação de LC, cujo teor médio correspondeu a 10,7 g kg⁻¹ (Tabela 4). Os teores de Mg e S, entretanto, não diferiram para nenhum fator e apresentaram valores médios de 3,4 e 1,75 g kg⁻¹ respectivamente.

À exceção do teor de S, cujo teor está abaixo do valor mínimo recomendado para a cultura (que é de 2,1 g kg⁻¹), os teores dos demais macronutrientes estão dentro da faixa considerada adequada para a cultura da soja, de acordo com Raij et al. (1997). A deficiência de S pode implicar em vários sintomas visuais tais como clorose (primeiro nas folhas mais novas), coloração roxa, vermelha ou laranja em folhas, enrolamento das margens das folhas, internódios curtos, necrose e desfolhamento (MALAVOLTA, 2006). Dentre esses sintomas, a cultura apresentou internódios curtos, que pode ocorrer tanto pela deficiência de S, quanto pela escassez de chuva que ocorreu no seu período de desenvolvimento.

Tabela 4. Teor de P, Ca e Mn na folha da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido e de lodo de esgoto centrifugado.

Resíduo	Elemento		
	P	Ca	Mn
	----- g kg ⁻¹ -----		mg kg ⁻¹
Lodo Biodigerido	2,5 b	8,5 b	139 b
Lodo Centrifugado	2,7 a	10,7 a	199 a

Letras diferentes na coluna diferem pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

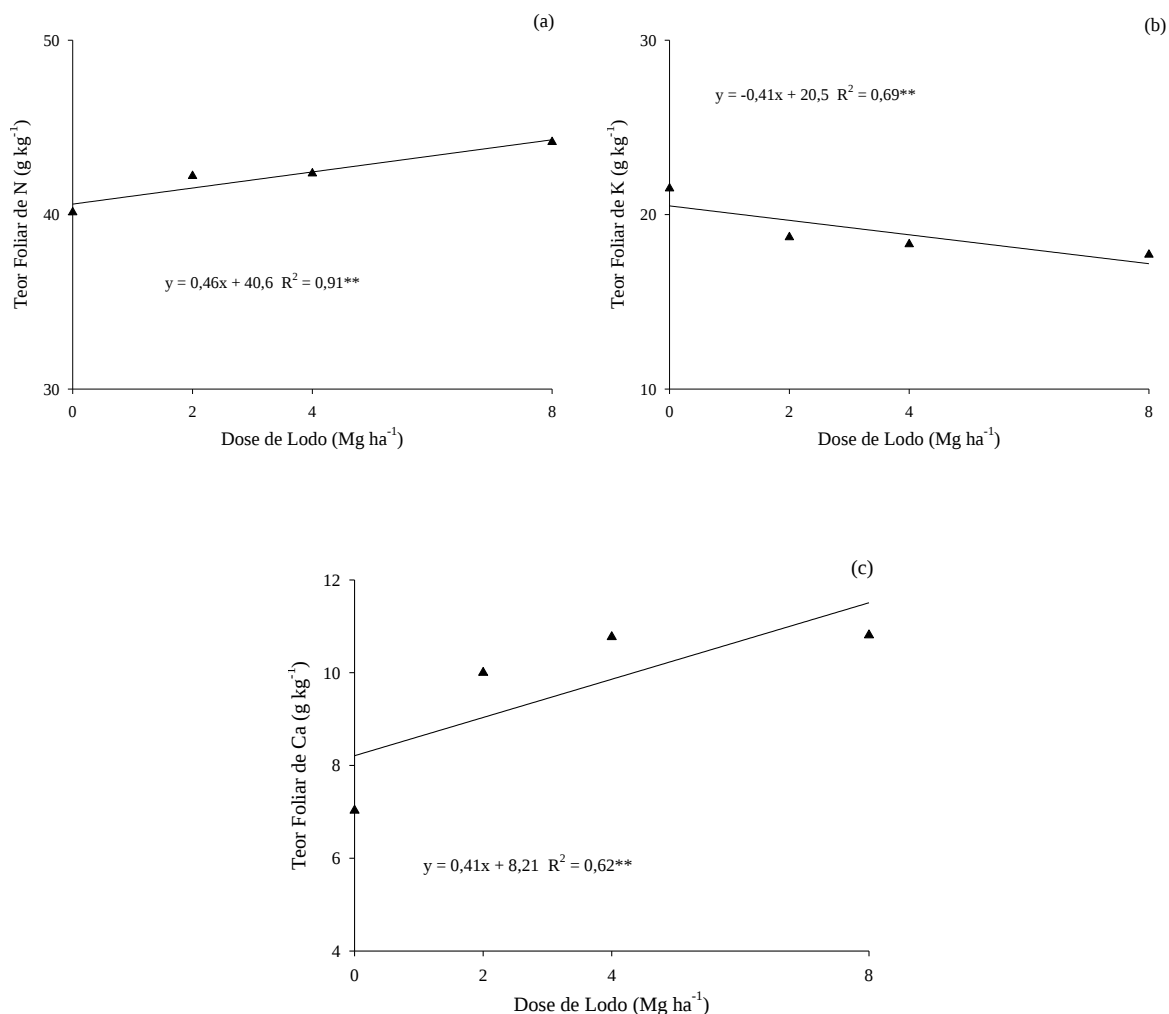


Figura 18. Teor foliar de N (a), K (b) e Ca (c) na soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo de biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

Para os micronutrientes, houve efeito das doses no teor foliar de B e Mn, de modo que para ambos, ocorreu declínio dos teores com o aumento das doses de lodo (Figura 19a e 19b). O teor foliar de B variou de 33 a 27 mg kg⁻¹, e o de Mn de 244 a 145 mg kg⁻¹. Para o teor de Mn, houve ainda efeito do tipo de lodo de esgoto, sendo que seu teor foliar foi 43% maior quando da aplicação de LC (Tabela 4). Os teores de Cu e de Fe não diferiram quanto à dose ou tipo de lodo, e apresentaram média correspondente respectivamente a 9,9 e 236 mg kg⁻¹.

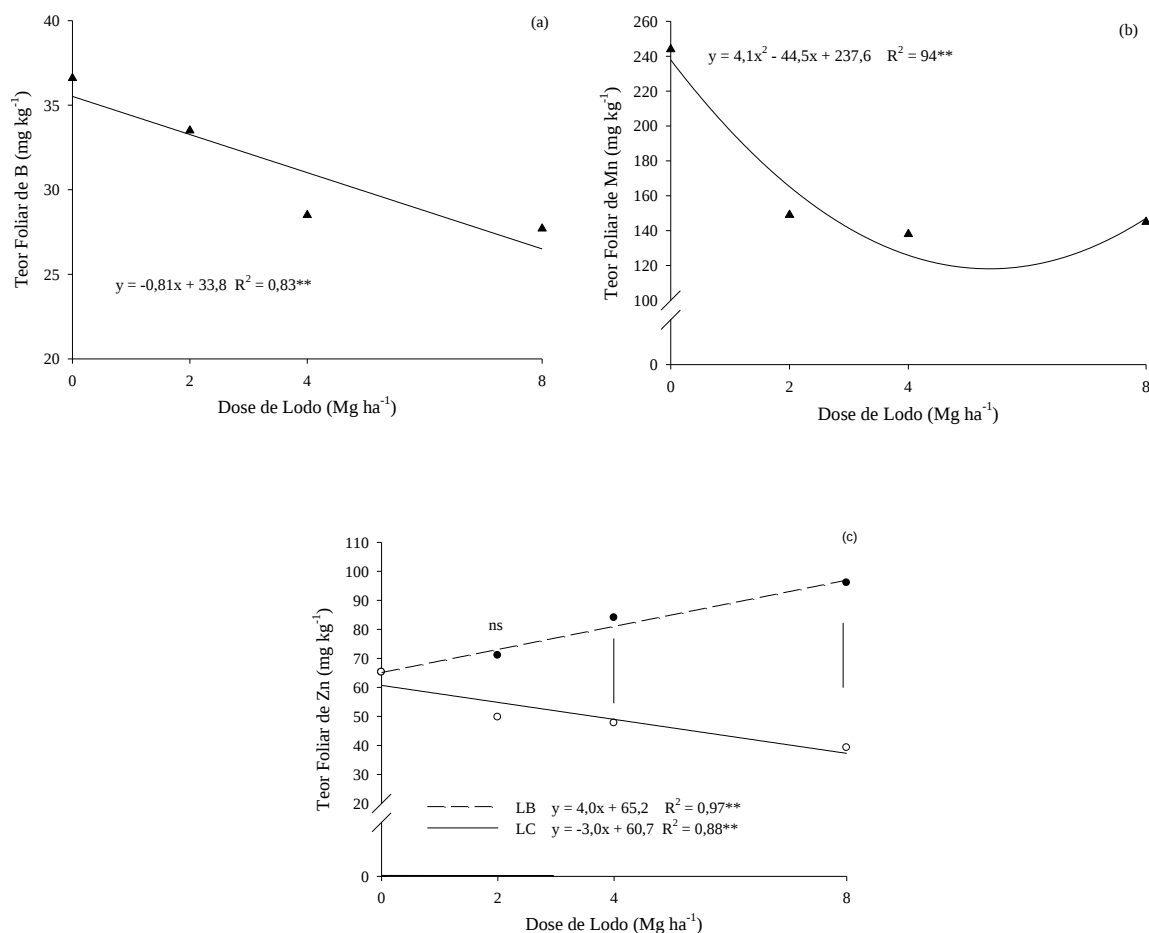


Figura 19. Teor foliar de B (a) e Mn (b) (média dos dois lodos) e Zn (c) na soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ns = não significativo entre resíduos e para cada dose; ** = significativo a 1%.

O teor de Zn apresentou interação “dose x resíduo”, de modo que houve efeito inverso em função dos tipos de lodo. Enquanto o teor foliar de Zn aumentou linearmente com a aplicação de doses de LB, decresceu linearmente com a aplicação do LC (Figura 19c). Entretanto, apenas a partir da dose de 4 Mg ha⁻¹ houve diferença entre os tipos de lodo quanto ao teor foliar desse elemento. Com a dose 4 Mg ha⁻¹, o teor de Zn correspondeu a 81 e 49 mg kg⁻¹ quando da aplicação de LB e LC respectivamente. Nessa sequência, com a dose 8 mg kg⁻¹ o teor foliar de Zn correspondeu a 97 e 37 mg kg⁻¹ (Figura 19c). A diferença entre o teor foliar de Zn em função dos tipos de lodo ocorreu porque, em

sua composição, o LB apresenta 2,7 vezes mais Zn que o LC, o que promoveu maior disponibilidade e absorção desse elemento pelas plantas das parcelas cultivadas com LB.

Considerando a faixa adequada do teor foliar de Zn para a soja, que é de 20 a 50 mg kg⁻¹, segundo Raij et al. (1997), o fornecimento das doses de LB acarretou em teores foliares muito altos do elemento. Para o LC, somente a partir do fornecimento da dose de 4 Mg ha⁻¹ os teores foliares de Zn estiveram dentro da faixa adequada. O teor foliar de Mn também pode ser considerado alto (RAIJ et al., 1997). Entretanto, tanto o excesso de Zn como o de Mn parece não ter prejudicado a cultura, uma vez que o principal sintoma do excesso desses elementos é a deficiência de Fe (MALAVOLTA, 2006), o que não ocorreu no estudo. Os teores dos demais micronutrientes estão na faixa ideal para a cultura.

4.2.3.2 Produtividade de grãos

Os dados de produtividade da soja apresentaram diferença tanto para tipo de resíduo, quanto para doses, não havendo, entretanto, interação entre ambos. O LC promoveu a maior produtividade de grãos (1.929 kg ha⁻¹), que foi 18% maior em relação à obtida pela aplicação de LB. Em função das doses, os resultados se ajustaram a uma equação quadrática (Figura 20), pela qual se estimou produtividade máxima de 2.134 kg ha⁻¹ (obtida com a dose estimada de 5,3 Mg ha⁻¹), que está próxima à produtividade média obtida no estado de São Paulo (2.246 kg ha⁻¹), de acordo com CONAB (2014). Constata-se, no entanto, que houve redução de 44% na produtividade de grãos de soja entre as safras de 2012/13 e 2013/14, que se deve ao fato da menor disponibilidade hídrica entre 2013 e 2014 (Figura 1).

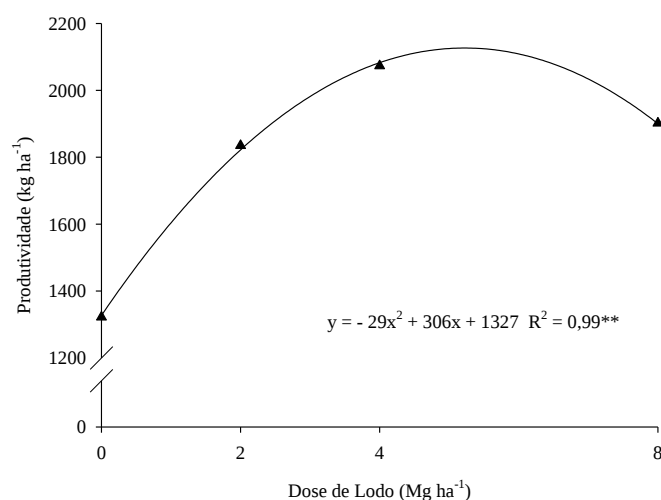


Figura 20. Produtividade da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

4.2.3.3 Massa de matéria seca, acúmulo de C e relação C/N da palhada

Não houve diferença de dose e tipo de lodo e a interação entre ambos não foi significativa para a MMS da palhada da soja, cuja média correspondeu a 8.080 kg ha⁻¹. Também não houve diferença quanto ao acúmulo de C na palhada, de modo que o seu valor médio correspondeu a 3.158 kg ha⁻¹. A relação C/N, entretanto, variou em função das doses de lodo, e se ajustou a uma equação linear decrescente, e diminuiu de 38,4 para 28,6 com o acréscimo das doses de lodo (Figura 21). Assim, o aumento das doses dos resíduos pode ter contribuído para o aumento da disponibilidade de N à cultura da soja (Tabela 2), o que refletiu em diminuição da relação C/N, uma vez que o acúmulo de C não variou.

A relação C/N é um indicativo da velocidade de decomposição do resíduo vegetal, sendo que quanto maior a proporção de C em relação ao N, mais lenta é a decomposição do material (SILVA; MENDONÇA, 2007). Além disso, a condição de equilíbrio, na qual a mineralização é aproximadamente igual à imobilização, ocorre quando a relação C/N do substrato está na faixa de 20 a 30, condição em que os microrganismos decompositores não precisam recorrer ao N do solo para sustentar o crescimento de sua população (SILVA; MENDONÇA, 2007).

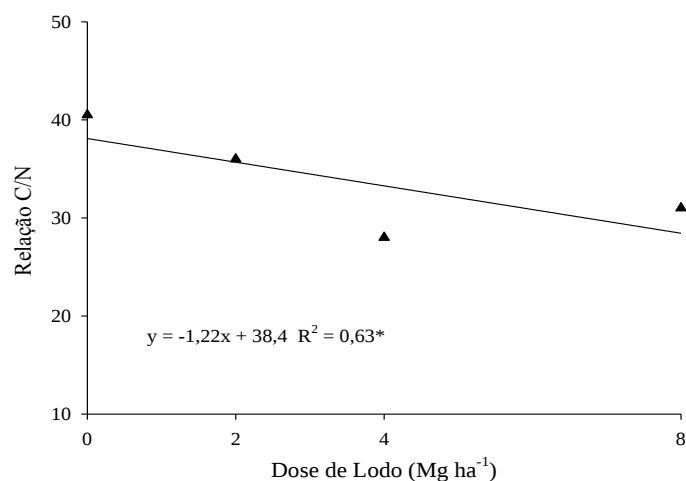


Figura 21. Relação C/N da palhada da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

* = significativo a 5%.

4.2.4 Aveia-preta 2014

4.2.4.1 Massa de matéria seca de parte aérea

A interação “dose x resíduo” foi significativa para a produção de MMS da parte aérea da aveia-preta, que aumentou linearmente em função da aplicação de LC. Para o LB, entretanto, os dados se ajustaram a uma equação quadrática, de modo que a máxima produção (3.180 kg ha⁻¹) foi obtida com a dose estimada de 4,6 Mg ha⁻¹. Constatou-se diferença entre os resíduos apenas para a dose 8 Mg ha⁻¹, de modo que o (LC) promoveu produção de MMS de aveia-preta 47% superior ao LB (Figura 22).

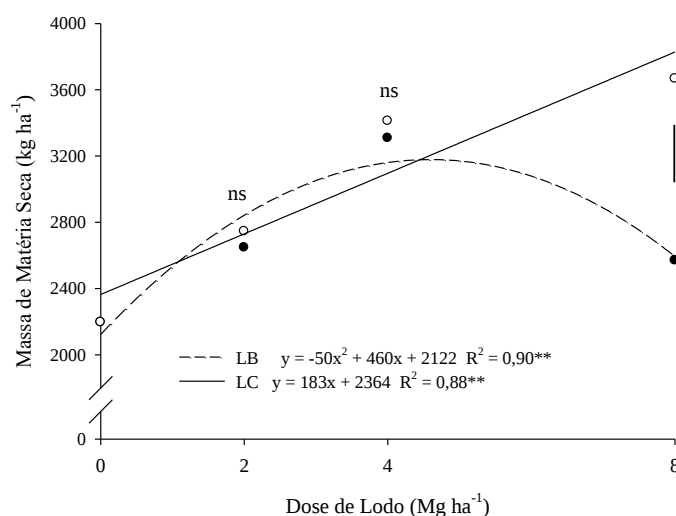


Figura 22. Massa de matéria seca da aveia-preta em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barras verticais indicam o DMS; ns = não significativo; ** = significativo a 1%.

4.2.4.2 Acúmulo de nutrientes e C e relação C/N da parte aérea

O acúmulo de K (65 kg ha^{-1}) e de Fe (737 g ha^{-1}) não diferiram em função das doses ou do tipo de lodo e também não houve interação significativa entre tais fatores. Entretanto, verificou-se diferença para o acúmulo de N, Mg, S e Zn em função das doses de lodos. Enquanto houve aumento linear para o acúmulo de S, os acúmulo máximos de N (76 kg ha^{-1}), Mg ($5,4 \text{ kg ha}^{-1}$) e Zn (143 g ha^{-1}) foram obtidos com as doses estimadas de 5,7; 4,5 e 5,8 Mg ha^{-1} respectivamente (Figura 23).

Houve interação “dose x resíduo” para os acúmulos de P, Ca, B e Cu. O aumento das doses de LC promoveu acúmulo linear crescente desses nutrientes na planta, enquanto que para o LB, os dados de acúmulo se ajustaram a equações quadráticas (Figura 24). Para o acúmulo de P, a diferença entre os resíduos ocorreu apenas em função do fornecimento da maior dose, de modo que o seu acúmulo máximo obtido com a aplicação de LC correspondeu a $6,6 \text{ kg ha}^{-1}$, valor 2,2 vezes superior ao verificado para o LB (Figura 24a). Entre os resíduos, o LC promoveu maior acúmulo de Ca para todas as doses, e diferiu do LB a partir da dose de 2 Mg ha^{-1} . O máximo acúmulo de Ca em função do LB ($14,7 \text{ kg ha}^{-1}$) foi obtido com a dose estimada de 5 Mg ha^{-1} , acúmulo 24% menor que o promovido pelo LC na mesma dose (Figura 24b). Os acúmulos de B e Cu apresentaram resposta semelhante em função dos tipos de lodo, de modo que ocorreu

aumento linear em função do uso de LC e ajuste quadrático quando do uso do LB (Figura 24c e 24d). Para as doses, entretanto, os tipos de lodo diferiram quanto ao acúmulo de B apenas em função da maior dose aplicada, sendo que com o fornecimento de LC o acúmulo desse elemento foi 1,5 vezes maior em relação à mesma dose de LB (Figura 24c).

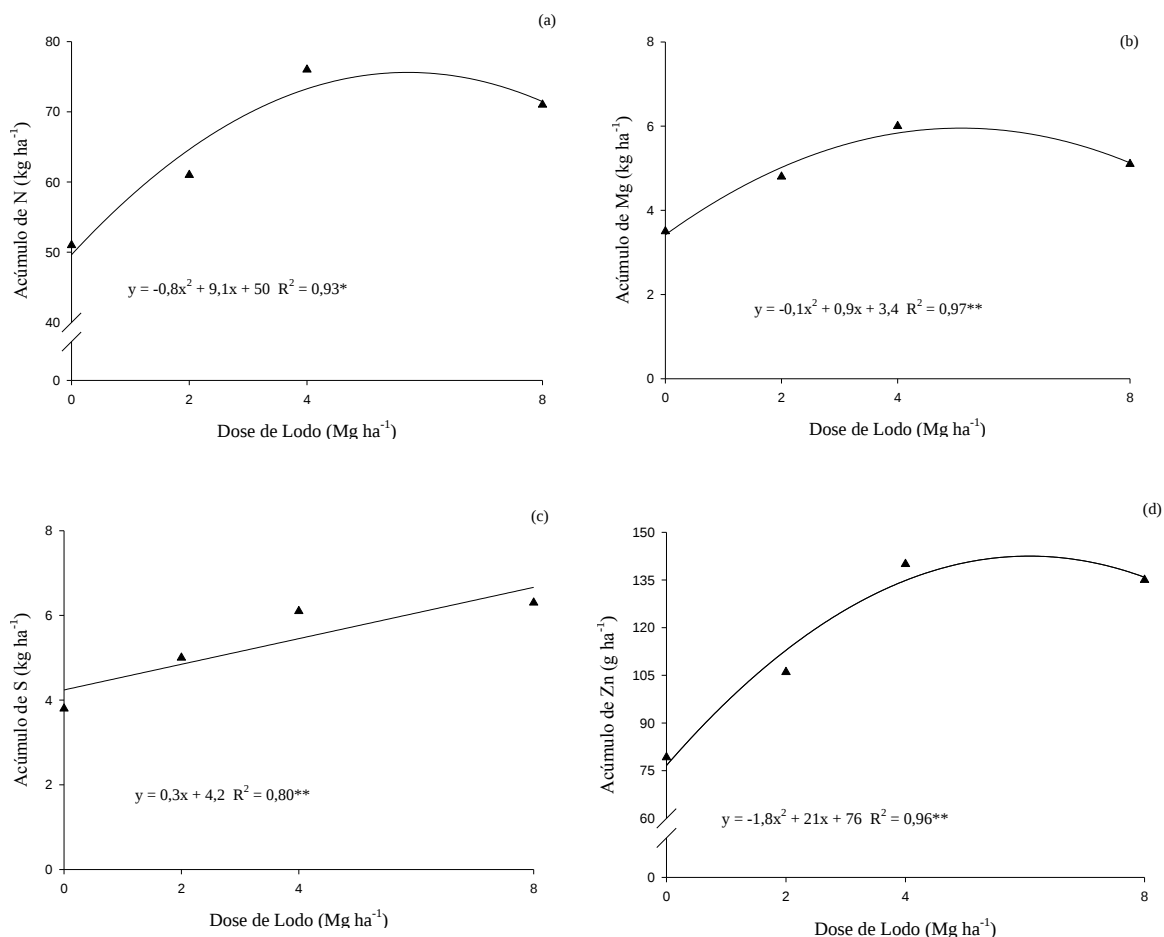


Figura 23. Acúmulo de N (a), Mg (b), S (c) e Zn (d) na aveia-preta em função da aplicação de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

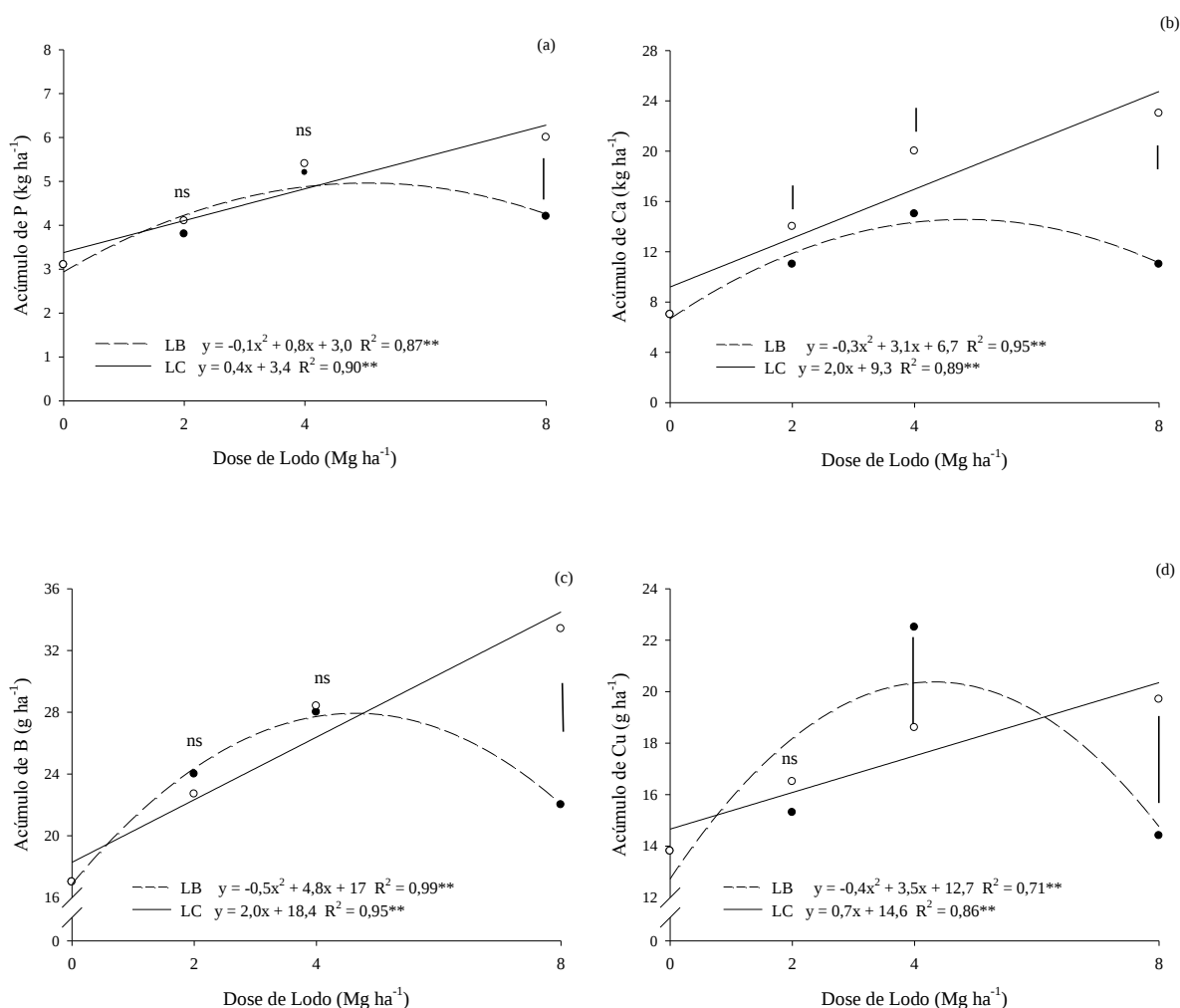


Figura 24. Acúmulo de P (a), Ca (b), B (c) e Cu (d) na aveia-preta em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e lodo de esgoto centrifugado (LC).

Barras verticais indicam o DMS. ns = não significativo; ** e * = significativo a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente.

Para o acúmulo de Cu, observou-se que a partir da dose 2 Mg ha⁻¹ ocorreu diferença entre os resíduos. O máximo acúmulo de Cu mediante aplicação de LB ocorreu em função da aplicação da dose estimada de 4,4 Mg ha⁻¹ e correspondeu a 20,3 g ha⁻¹, valor 12% inferior em relação ao acúmulo de Cu para a mesma dose de LC (Figura 24d).

Os acúmulos de P, Ca, B e Cu seguiram o mesmo comportamento verificado para a produção de MMS da parte aérea da aveia (Figura 22), ou seja, aumentaram linearmente com o aumento das doses de LC e apresentaram valores máximos estimados a partir de doses próximas a 4,6 Mg ha⁻¹ de LB. Assim, a produção de MMS da

aveia-preta parece ter sido mais determinante para o acúmulo de nutrientes na parte aérea do que qualquer variação no teor dos nutrientes.

Para o acúmulo de C na parte aérea da aveia-preta cultivada em 2014, a interação “dose x resíduo” foi significativa. O acúmulo de C seguiu o padrão dos resultados de produção de MMS da parte área da aveia-preta. Assim, com as doses de LC, houve aumento de acúmulo de C de 1.074 para 1.752 kg ha⁻¹, enquanto para o LB, o acúmulo de C aumentou até a dose de 4,6 Mg ha⁻¹, com valor máximo estimado em 1.449 kg ha⁻¹ (Figura 25).

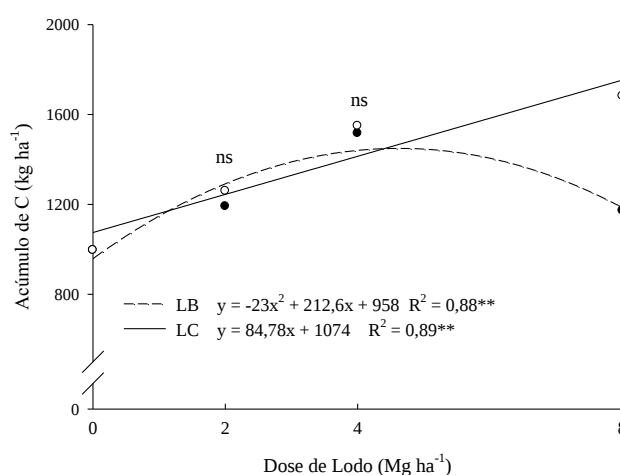


Figura 25. Acúmulo de carbono na parte aérea da aveia-preta 2013 em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois resíduos).

Barras verticais indicam o DMS. ns = não significativo; ** = significativo a 1%.

Assim como ocorrido em 2013, a interação “dose x resíduo” não foi significativa para a relação C/N da aveia-preta cultivada em 2014. Todavia, houve efeito isolado de tipo de resíduo. A aveia-preta cultivada nas parcelas que receberam LC apresentou maior relação C/N (20,4) em relação àquelas cultivadas nas parcelas com LB (19,4). É interessante observar que a relação C/N da aveia-preta, independentemente de resíduo ou dose, foi menor em 2014 do que em 2013. Haja vista que o teor de C pouco variou entre anos e tratamentos, tal diferença pode ser atribuída a diferenças quanto à absorção de N. De fato, na aveia-preta cultivada em 2014 o teor de N na parte aérea foi maior que na aveia-preta cultivada em 2013 (dados não apresentados), o que pode ser reflexo da maior proximidade do cultivo de 2014 com a aplicação de lodo.

4.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

4.3.1 Carbono orgânico total

O carbono orgânico total (COT) apresentou diferença significativa para dose na camada 0-5 cm. Houve aumento linear de COT em função do aumento das doses de lodos, variando de 16,9 a 19,8 g kg⁻¹ (Figura 26). Não houve diferenças significativas para os teores de C orgânico nas camadas abaixo de 0-5 cm provavelmente pelo fato de os resíduos terem sido aplicados em superfície e sem incorporação, o que contribui para o maior acúmulo de matéria orgânica na camada superficial. Além disso, os compostos orgânicos, independentemente da sua origem, possuem baixa mobilidade, movimentando-se pouco no perfil do solo (DIAS et al., 2007).

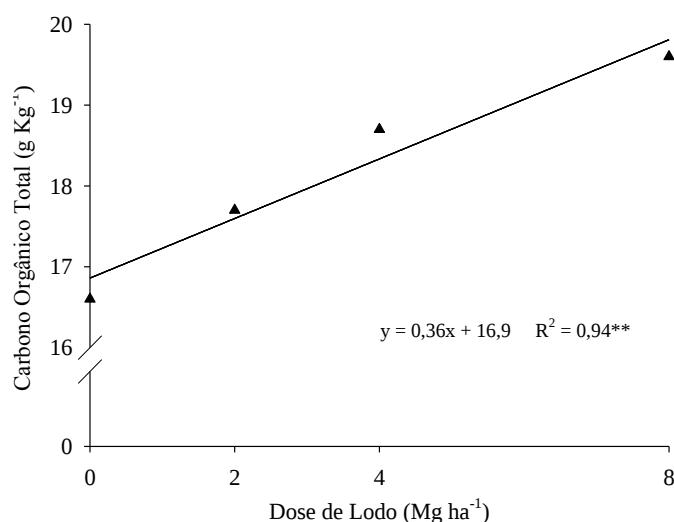


Figura 26. Carbono orgânico total na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

A rápida mineralização do C-resíduo nas camadas superficiais de solos de regiões tropicais, em relação aos de regiões mais frias, sem que haja tempo para maior movimentação do C no perfil do solo (DIAS et al., 2007), é outra possível explicação para a ausência de aumento do teor de C orgânico total nas camadas 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm. Nestas camadas, os teores médios de COT foram respectivamente de 13,6; 10,4; 9,4 e 11,4 g kg⁻¹.

Soares et al. (2008) avaliaram o teor de COT após seis aplicações de LB em Latossolo Vermelho cultivado com milho (retirando-se os restos culturais após a

colheita). Os autores utilizaram altas doses acumuladas do resíduo (0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha⁻¹) e também verificaram aumento linear no teor de COT, que variou de 20 a 32 g kg⁻¹, valores superiores ao constatado no presente estudo (16,9 a 19,8 g kg⁻¹), provavelmente em função das altas doses utilizadas. Oliveira et al. (2002) em Latossolo Vermelho cultivado com cana-de-açúcar e tratado com doses de lodo que variaram de 70 a 211 Mg ha⁻¹, aplicadas em dois anos consecutivos, também verificaram aumento de COT no solo a partir da segunda aplicação de lodo. Esses acréscimos ocorreram provavelmente em função do lodo apresentar-se como material humificado, de modo que o C oriundo do lodo permanece no solo por mais tempo (SOARES et al., 2008).

O teor de COT depende, essencialmente, do aporte e do processo de decomposição/mineralização da MOS. Concomitantemente ao processo de degradação ocorre o processo de preservação, com alterações nos resíduos orgânicos que originam compostos coloidais estáveis, as SH (NOVAIS et al., 2007), as quais contribuem com 85 a 90% do COT. Como será visto adiante, dentre as SH, a FHU apresentou a maior contribuição para o COT. Essa fração representa o estágio final do processo de humificação, o qual é representado, seqüencialmente, pela seguinte ordem: resíduo – MOL – FAF – FAH – FHU. Além disso, com o avanço do processo de humificação, observa-se a perda de CO₂ para a atmosfera e a incorporação de N nas frações humificadas (SILVA; MENDONÇA, 2007).

4.3.2 Carbono da fração particulada

Frações lábeis da MOS são fundamentais para a ciclagem de C entre os seus compartimentos e para a ciclagem de nutrientes em curto prazo, além da sua notável contribuição para a formação e estabilização transitória de agregados. Entretanto, essa fração é altamente sensível às alterações no uso e manejo solo e pode ser facilmente perdida nos primeiros anos de cultivo (MIELNICZUK, 2008). Dentre as formas de C lábil, destaca-se o C orgânico solúvel ou dissolvido, que é solúvel em água (aminoácidos livres, ácidos orgânicos, açúcares) e corresponde à que seria de fácil mineralização pela microbiota do solo (MARY et al., 1996). A MOS associada a frações mais grosseiras, do solo, como areia, corresponde ao C orgânico particulado (COP), o qual apresenta maior labilidade, e é proveniente principalmente de resíduos vegetais recentemente degradados (CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992; BAYER et al., 2002).

O COP apresentou efeito apenas para dose e somente na camada 0-5 cm, e apresentou valores entre 0,72 e 0,88 g kg⁻¹, aumentando com o acréscimo das doses de lodos (Figura 27). Como houve efeito do aumento de dose de lodo na produção de MMS da aveia-preta cultivada em 2013 (Figura 15) e interação “dose x resíduo” na produção de MMS da aveia-preta cultivada em 2014 (Figura 22), com acréscimo na produção em função do aumento das doses de LC e, até a dose de 4,6 Mg ha⁻¹ de LB, já era esperado ocorrer aumento do COP na camada superficial do solo, uma vez que essa fração é representada por restos vegetais parcialmente decompostos e de baixa densidade (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992; BAYER et al., 2002).

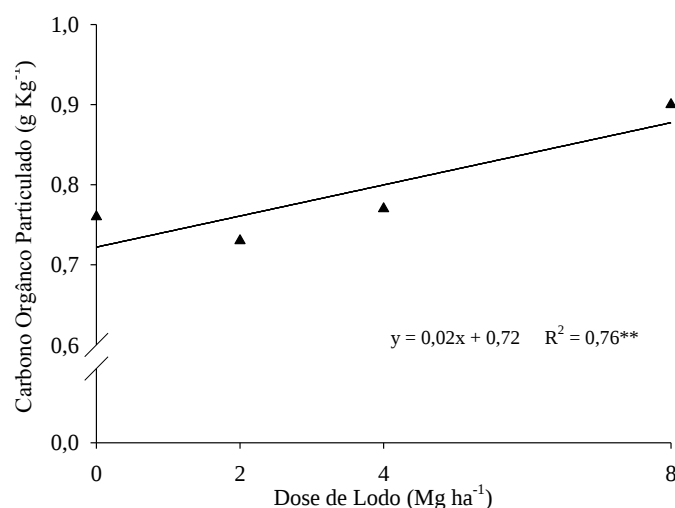


Figura 27. Carbono orgânico particulado na camada 0-5 em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

O teor de COP na camada superficial, mesmo que crescente, representa pouco do COT, uma vez que, como será visto adiante, o teor de C associado aos minerais (COM) foi 21 vezes superior considerando, por exemplo, a máxima dose de lodo. Isso ocorreu provavelmente porque o COP é representado por partículas derivadas de resíduos de plantas e hifas com estruturas celulares reconhecíveis, menos decompostas e mais recentemente depositadas no solo (GOLCHIN et al., 1994), apresenta pouca ou nenhuma associação organomineral, pode ser rapidamente decomposta e, por isso, apresenta elevada sensibilidade ao manejo, podendo ser mais sensível que o COT (CONCEIÇÃO et al., 2005). Essa fração representa frágil reserva de C no solo, de modo

que a sua diminuição pode significar aumento das emissões de CO₂ (FIGUEIREDO et al., 2010).

A contribuição das frações COP e COM no COT do solo é variada. Em camadas superficiais, a fração particulada da MOS pode contribuir com até 40% do total do C presente no solo (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992), mas comumente, essa contribuição chega a 20% (BAYER et al., 2004). No presente estudo, entretanto, o teor de COP contribuiu com pequena porcentagem do total do C, aproximadamente 4% do COT. Isso provavelmente ocorreu porque o lodo de esgoto é constituído por diferentes grupos orgânicos, entre eles as SH, que como já mencionado, são consideradas o estágio final da evolução dos compostos de C no solo (STEVENSON, 1994), representando um grupo de substâncias mais estáveis e de difícil degradação do ponto vista químico, e que se associam às partículas minerais do solo. No entanto, caso o solo não disponha de MO lábil em quantidade suficiente para suprir suas necessidades, os processos de oxidação da MOS resultarão em redução do estoque de C, o que dará início ao processo de perda de qualidade e degradação do solo (CAUSARANO et al., 2008).

4.3.3 Carbono associado a minerais

Assim como para o COT e COP, houve aumento linear do teor de COM em função do aumento das doses de lodos na camada 0-5 cm, e variou de 16,2 a 19,0 g kg⁻¹ (Figura 28). Nas camadas 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, a média de COM correspondeu respectivamente a 12,4; 9,2; 8,4 e 10,3 g kg⁻¹. A MOS associada à fração argila, é representada pelo C orgânico associados aos minerais (COM), que apresenta maior estabilidade (BUYANOVSKY et al., 1994; BALESDENT et al., 2000; BAYER et al., 2001), pois é a fração da MOS constituída de material orgânico em estágio mais avançado de decomposição e, normalmente, concentram grandes proporções da MOS (DIEKOW, 2005; GREGORICH et al., 2006).

De modo geral, os estoques de COT são compostos em mais de 80% pela fração COM (BAYER et al., 2004), como verificado no presente estudo, ou seja, com a diminuição do tamanho da partícula do solo, ocorre aumento na capacidade do solo em armazenar C. Isso acontece porque o COM participa de interação com a fração mineral do solo e formação de compostos organominerais, que promove estabilização química (CHRISTENSEN, 1996) e recalcitrância bioquímica (BAYER, 1996), acarretando em pouca sensibilidade ao manejo pela sua ciclagem mais lenta (BAYER et al., 2004).

Barbosa et al. (2002), após dois anos de incorporação de lodo em Latossolo Vermelho, verificaram agregação do solo e aumento da macroporosidade, bem como redução da densidade do solo e da microporosidade. A aplicação desse resíduo promoveu também o aumento da fitomassa das culturas, e, conseqüentemente, o teor de MO, a qual favorece a atividade dos microrganismos do solo (CASTRO FILHO et al., 1998). A microbiota do solo, por sua vez, auxilia na formação de macroagregados em função da decomposição de polissacarídeos, dos quais se origina o mucigel que proporciona efeito cimentante entre a MO e as partículas do solo (MIELNICZUK, 1999).

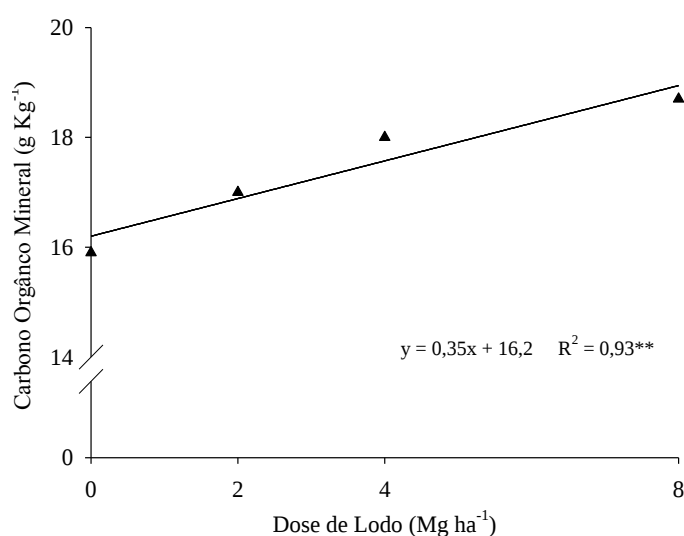


Figura 28. Carbono orgânico mineral na camada 0-5 cm em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

Soares et al. (2008) avaliaram os teores de COM após seis aplicações de lodo biodigerido em Latossolo Vermelho cultivado com milho (retirando-se os restos culturais após a colheita). Esses autores utilizaram altas doses acumuladas do resíduo (0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha⁻¹) e também verificaram aumento linear no teor de COM, que variou de 9,75 a 16,8 g kg⁻¹, valores inferiores ao constatado no presente estudo (16,2 a 19,0 g kg⁻¹). A partir dessa comparação, é possível constatar que, mais importante que a dose de lodo aplicada, é o tempo após a sua aplicação, de modo que o material orgânico possa ser transformado e associado a frações de minerais de argila, e então, apresentar maior estabilidade e recalcitrância (BUYANOVSKY et al., 1994). Quanto mais

recalcitrante, ou de difícil decomposição for o componente orgânico, maior será o tempo de seqüestro do C no solo (LORENZ; LAL, 2005; MILORI et al., 2006).

Freixo et al. (2002) em estudo para avaliar o efeito de diferentes sistemas de cultivo nos estoques de C e N e nas frações leve e pesada (areia, silte e argila) da matéria orgânica, verificaram que 80% do COT estava na fração pesada. SOARES et al. (2008) observaram que a aplicação sucessiva de lodo de esgoto em solo de textura argilosa promoveu aumento linear de C à medida que o tamanho da partícula diminuiu, ou seja, a contribuição das frações no teor de C seguiu a seguinte ordem: C-fração leve < C-areia < C-silte < C-argila. Isso se explica possivelmente pela redução da relação C/N das frações granulométricas, que diminui com a redução do tamanho das partículas e indica grau de humificação mais avançado no C associado às partículas finas do solo (CHRISTENSEN, 1992).

4.4 Fracionamento químico da matéria orgânica do solo

4.4.1 Carbono da fração ácido fúlvico

Houve interação “dose x resíduo” para o C-FAF nas camadas 0-5 e 5-10 cm, de modo que os resultados se ajustaram a equações quadráticas para o LB e equações lineares decrescentes para o LC (Figura 29a e 20b). Na camada 0-5 cm, o teor de C-FAF correspondeu a 2,55 e 2,96 g kg⁻¹ com as doses 0 e 8 Mg ha⁻¹ de LB respectivamente, decrescendo a partir da dose 0 até a dose estimada de 3,3 Mg ha⁻¹, com a qual apresentou valor de 2,10 g kg⁻¹. Para o LC, entretanto, o C-FAF variou de 2,32 a 1,80 g kg⁻¹, ou seja, entre as doses 0 e 8 Mg ha⁻¹, houve redução de 22% no seu teor.

Na camada 5-10 cm, entre a ausência e a maior dose de LB, o C-FAF variou de 2,31 a 2,48 g kg⁻¹, e apresentou teor mínimo de 1,85 g kg⁻¹ quando da aplicação da dose 3,7 Mg ha⁻¹ (Figura 29b). Nessa camada, com a aplicação da dose máxima de LC, o teor de C-FAF correspondeu a 1,56 g kg⁻¹, valor 27% menor em relação ao teor obtido sem o fornecimento do resíduo (2,14 g kg⁻¹). Nas camadas superficiais, portanto, apenas doses próximas a 4 Mg ha⁻¹ de LB favorecem a formação de AF, enquanto o LC favorece a redução dessa fração.

Sabe-se que no início do processo de humificação, a FAF pode ser elevada, por ser a primeira a ser sintetizada dentre as SH (TOMATI et al., 2002). Além disso, se a MO adicionada ao solo apresentar alta relação C/N ou teores mais elevados de lignina, a fração favorecida na estabilização da matéria orgânica humificada será a dos AF

(FARIAS, et al., 2005). De fato, a relação C/N da palhada de soja safra 2013/2014 (Figura 21) foi maior nas parcelas em que não houve aplicação de lodos, e decresceu à medida que as doses de lodo aumentam, o que pode justificar os maiores teores de C-FAF quando da ausência da aplicação de LC. Quanto ao LB, doses acima de 4 Mg ha⁻¹ podem ter aumentado o teor de lignina na fração humificada, o que promoveu o aumento do teor de C-FAF.

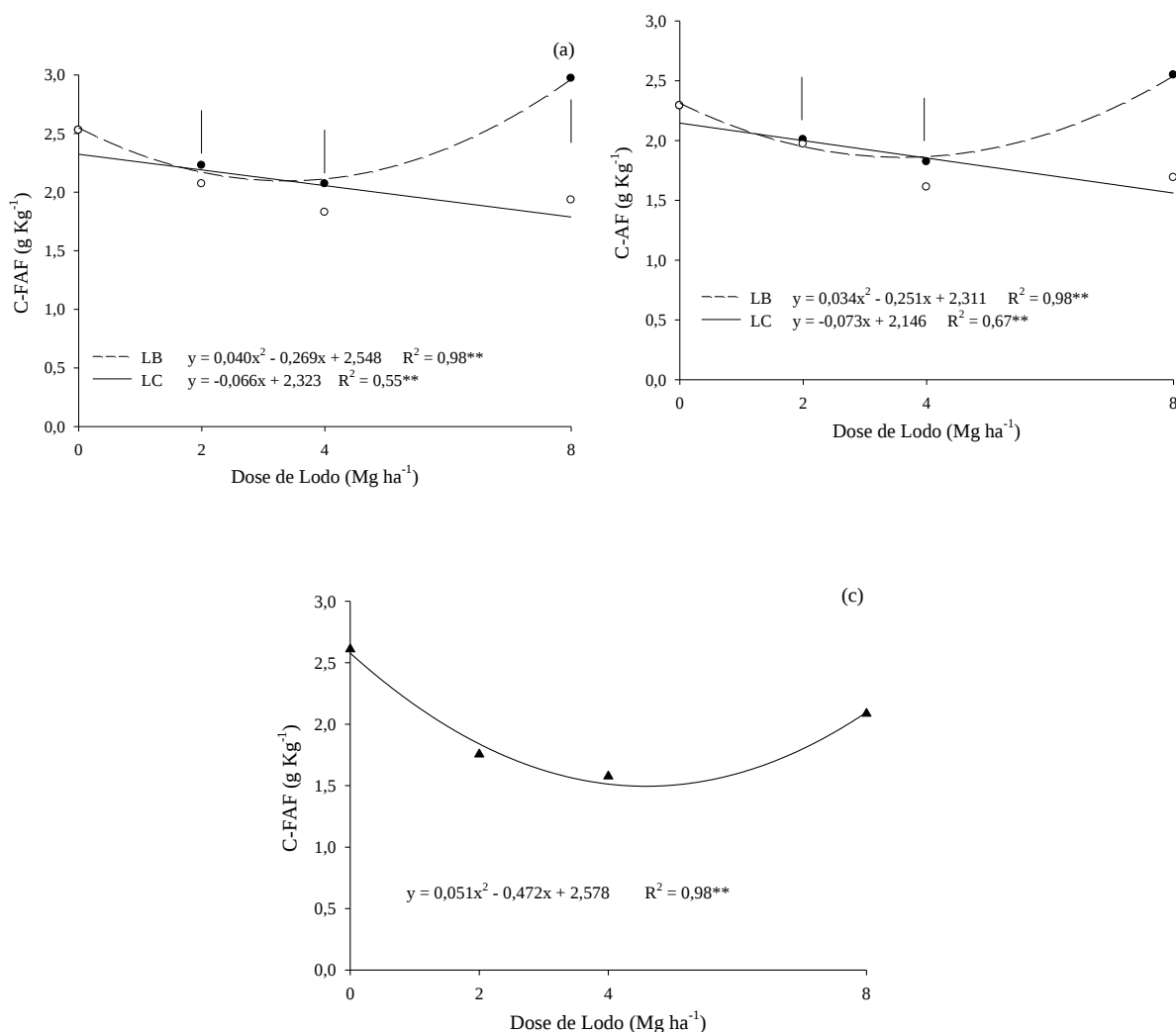


Figura 29. Carbono da fração ácido fúlvico (C-FAF) nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ** = significativo a 1%.

Na camada 10-20 cm houve efeito apenas de dose, de modo que o lodo de esgoto aplicado em menores doses causou efeito negativo no teor de C-FAF. Isso

se baseia no fato de que, comparativamente à ausência de lodo, sua aplicação até a dose estimada de $4,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ resultou em menores teores desta fração, que apresentou teor mínimo igual a $1,49 \text{ g kg}^{-1}$. Com a ausência de lodo e a maior dose, o teor de C-FAF correspondeu respectivamente a 2,57 e $2,07 \text{ g kg}^{-1}$ (Figura 29c), ou seja, a dose máxima apresentou redução de 19% no teor dessa fração em relação a dose 0 Mg ha^{-1} .

Dias et al. (2007) avaliaram o efeito da aplicação contínua de LB sobre alterações nas frações húmicas de um Latossolo Vermelho cultivado com milho, retirando-se os restos culturais da parte aérea da cultura após cada ciclo. Após a sexta aplicação contínua, as doses acumuladas do resíduo utilizado corresponderam a 0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha^{-1} . Os autores verificaram aumento linear do teor de C-FAF em função do aumento das doses acumuladas de lodo, que variou de 4,55 a $7,44 \text{ g kg}^{-1}$. Esses valores são maiores aos obtidos no presente estudo, provavelmente devido às altas doses de lodo acumuladas e ao menor tempo do lodo reagindo no solo naquele estudo (seis anos), o que pode favorecer a formação de AF, porque, como já mencionado, no início do processo de humificação, a FAF pode ser elevada por ser a primeira a ser sintetizada dentre as SH (TOMATI et al., 2002). Além disso, esses autores verificaram efeito das doses de lodo até a camada de 10 cm, enquanto que no presente estudo (lembrando que as aplicações de lodos foram bienais desde 2002) o efeito ocorreu até a camada de 20 cm, podendo-se então verificar o efeito da aplicação prolongada dos resíduos, mesmo que com menores doses acumuladas.

Não houve efeito de lodo, doses e nem interação entre estes fatores nas camadas 20-40 e 40-60 cm, nas quais as médias de fração C-FAF corresponderam respectivamente a 1,52 e $1,60 \text{ g kg}^{-1}$. A fração AF é a mais reativa dentre as SH, porém com reduzida estabilidade química, que é característica desfavorável, pois pode facilitar a lixiviação de cátions e iluviação de argilas humificadas na forma de complexos orgânicos (CANELLAS, 2001). Por isso, apesar do teor de COM não apresentar diferenças nas camadas abaixo de 0-5 cm, pode-se observar que o teor de C-FAF na camada mais profunda (média de $1,60 \text{ g kg}^{-1}$) apresenta valor próximo ao teor da camada 20-40 cm ($1,52 \text{ g kg}^{-1}$).

4.4.2 Carbono da fração ácido húmico

Houve interação “dose x resíduo” para o C-FAH nas camadas 0-5 e 5-10 cm, de modo que os resultados se ajustaram a equações quadráticas para o LB e

equações lineares decrescentes para o LC (Figura 30a e 30b). Nas camadas 20-40 e 40-60 cm não houve efeito de lodo, doses e nem interação entre os fatores. As médias do teor de C-FAH nestas camadas corresponderam respectivamente a 1,42 e 1,17 g kg⁻¹.

Na camada de 0-5 cm, o teor de C-FAH decresceu de 3,15 para 2,74 g kg⁻¹ a partir da dose 0 até a dose estimada de 5,2 Mg ha⁻¹ de LB, e apresentou valor de 2,85 g kg⁻¹ com a maior dose desse resíduo. Quanto ao LC, o teor de C-FAH decresceu de 2,86 a 1,19 g kg⁻¹ (redução de 58%) em função do aumento das doses do resíduo (Figura 30a). Na camada 5-10 cm, entre a ausência e a maior dose de LB, o teor de C-FAF variou de 2,23 a 2,16 g kg⁻¹, e apresentou teor mínimo de 2,00 g kg⁻¹ quando da aplicação da dose estimada correspondente a 4,4 Mg ha⁻¹. Com a aplicação de LC, o teor de C-FAH reduziu de 2,18 para 1,09 g kg⁻¹, ou seja, houve redução de 50% no teor de C dessa fração (Figura 30b). Portanto, o fornecimento de LC, assim como para a fração AF, não favoreceu a formação de AH.

No trabalho realizado por Dias et al. (2007), já citado anteriormente, verificou-se que o teor médio de C-FAH na camada 0-5 cm de um Latossolo Vermelho correspondeu a 2,94 e 5,34 g kg⁻¹ respectivamente com a dose 0 e com a máxima dose acumulada de LB (240 Mg ha⁻¹). No presente estudo, verifica-se que o teor médio de C-FAH entre as camadas 0-5 e 5-10 cm foi inferior tanto para a dose 0 (teor médio de 2,69 g kg⁻¹) quanto para a dose máxima de LB (teor médio de 2,51 g kg⁻¹), em comparação com os resultados obtidos por Dias et al. (2007). Além disso, diferentemente do que aconteceu no presente trabalho, esses autores verificaram aumento linear do teor de C-FAH com o aumento de doses acumuladas do resíduo, provavelmente porque, em função do menor tempo de deposição do LB no solo (seis anos), e das altas doses que os autores utilizaram, ainda não ocorreu a completa estabilização das SH naquele solo. É importante destacar que é difícil recomendar um valor absoluto de C em cada uma das frações humificadas como sendo o valor ideal. É preciso conhecer o ambiente original, a cultura instalada e as formas de manejo adotadas no sistema (CUNHA et al., 2001).

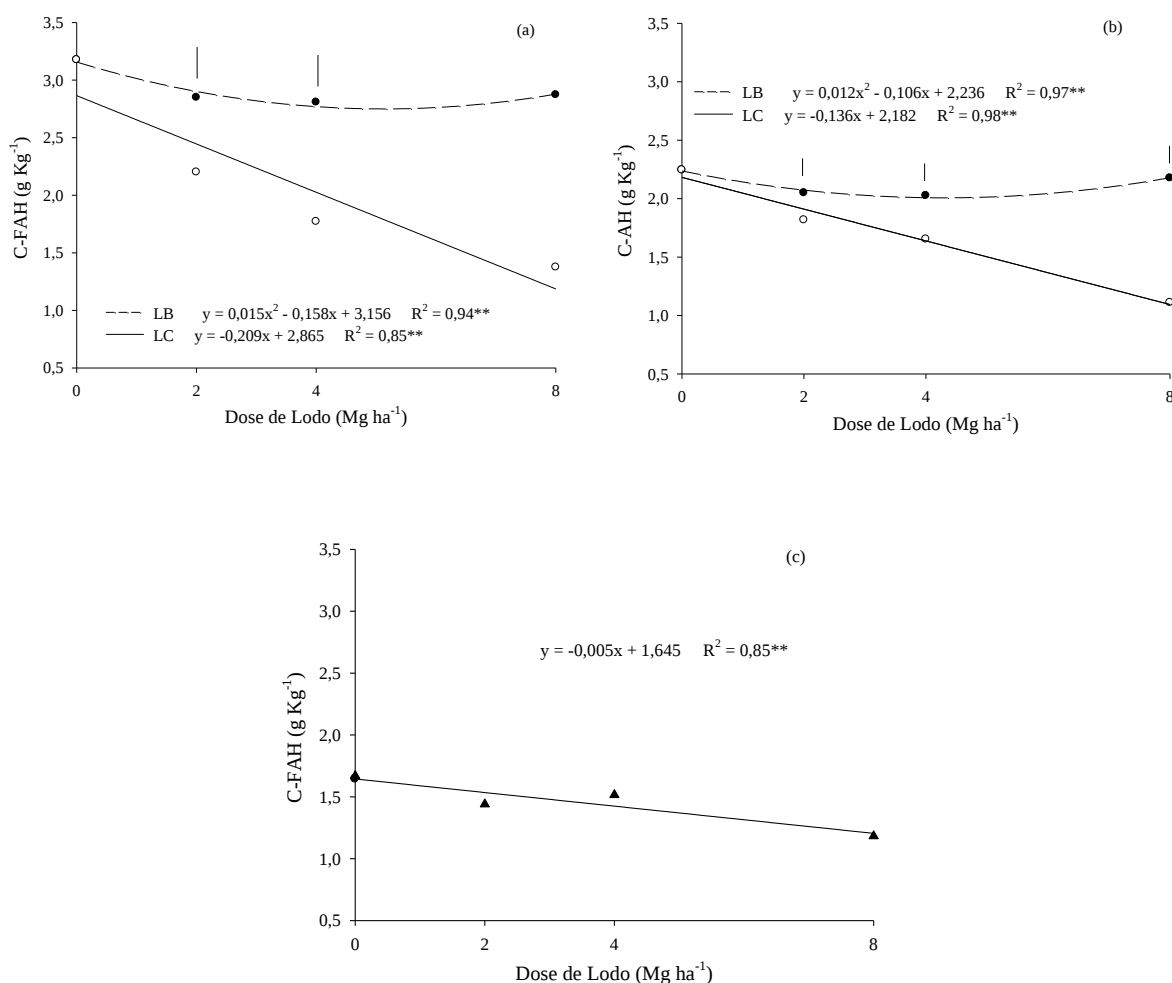


Figura 30. Carbono da fração ácido húmico (C-FAH) nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ** = significativo a 1%.

Na camada 10-20 cm ocorreu efeito apenas de dose de lodos para o teor de C-FAH, de modo que houve ajuste linear decrescente (Figura 30c). No entanto, a redução no teor dessa fração foi de apenas 2% entre a ausência do resíduo e a sua dose máxima, cujo teor correspondeu a 1,61 g kg⁻¹. O decréscimo da FAH até a camada de 20 cm, principalmente em função da aplicação de LC, pode ter acontecido porque a transformação da MOS pode não favorecer a formação dessa fração húmica, e, acarretar em estabilização direta via interação com a fração mineral (CANELLAS et al., 2001). De fato, como será apresentado adiante, a FHU aumentou (Figura 31), e é a fração das SH que está diretamente ligada à matriz mineral do solo (STEVENSON, 1982), podendo formar

complexos argilo-húmicos (BENITES et al., 2003), o que pode ter interferido na formação da FAH.

Reduções da FAH no solo também podem ocorrer devido ao consumo de C dessa fração pelos microrganismos do solo, os quais utilizam o C como fonte de energia para degradação dos compostos orgânicos (KONONOVA, 1982), que representam reserva lábil C no sistema. Canellas et al. (2001) verificaram em amostras Latossolo Vermelho que recebeu aplicação equivalente a 80 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto, que os AH sofreram modificações nas suas características estruturais, principalmente diminuição do conteúdo de C em função da descarboxilação de grupos COOH, e aumento de polissacarídeos produzidos pela atividade dos microrganismos.

4.4.3 Carbono da fração humina

O teor de C-FHU apresentou efeito apenas para o fator dose, de modo que ocorreu aumento linear crescente nas camadas 0-5 e 5-10 cm em função do aumento das doses de lodos (Figura 31a e 31b), e, dentre as SH, foi a fração que mais contribuiu para o aumento de C nas camadas superficiais. Já nas camadas 10-20, 20-40 e 40-60 cm, o teor de C-FHU não apresentou efeito em função de lodo, dose e nem interação entre estes fatores, e correspondeu respectivamente a 7,7; 7,1 e 7,2 g kg⁻¹.

Entre a ausência e a máxima dose de lodo, o teor de C-FHU apresentou aumento de 35% na camada 0-5 cm, cujos teores correspondem respectivamente a 10,2 e 13,8 g kg⁻¹ (Figura 31a). Na camada 5-10 cm, o aumento foi de 53% e os teores variaram de 7,36 a 11,28 g kg⁻¹ (Figura 31b). O fato da FHU representar maior percentagem de C orgânico pode ser justificado em razão das frações AH e AF apresentarem menor estabilidade, sofrerem processos de movimentação no perfil e polimerização ou mineralização, o que acarreta em redução de suas composições percentuais no solo (LEITE et al., 2003).

Benites (1998) também verificou que a FHU é a fração que mais contribui com o estoque de C nos Latossolos, possivelmente devido à sua complexação com íons metálicos e/ou argilo-húmicos estáveis (CONTEH; BLAIR, 1998; BENITES et al., 2003; ASSIS et al., 2006; BARRETO et al., 2008), e por apresentar maior resistência à biodegradação (STEVENSON, 1982) em decorrência da estabilidade da sua ligação com a fase mineral do solo. O presente estudo pode corroborar essa hipótese, pois o fracionamento físico evidenciou que o C esteve mais associado à fração mineral do solo

(Figura 28) e o fracionamento químico que a FHU representa a maior parte do C humificado. Com esse resultado, é importante destacar que, apesar da FHU apresentar baixa reatividade, é a fração responsável por mecanismos de agregação das partículas do solo (BENITES et al., 2003), com conseqüente diminuição da densidade e aumento na aeração e retenção de água no solo (MELO; MARQUES, 2000).

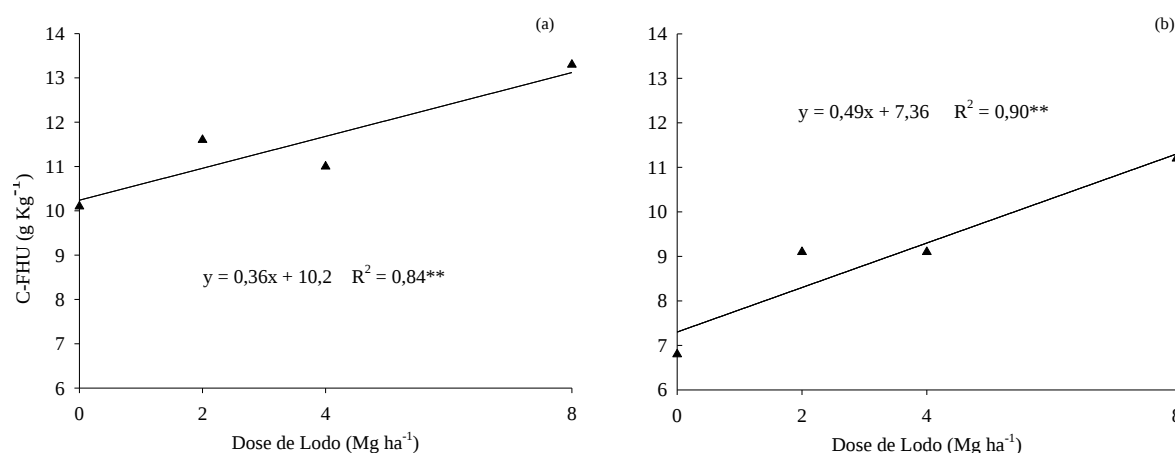


Figura 31. Carbono da fração humina (C-FHU) nas camadas 0-5 cm (a) e 5-10 cm (b) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

No trabalho de Dias et al. (2007), cujos resultados para os teores de C-FAF e C-FAH já foram apresentados, com a dose 0 Mg ha^{-1} de lodo, os autores verificaram que o teor de C-FHU apresentou valor médio de $10,3 \text{ g kg}^{-1}$ na camada 0-10 cm, mesmo teor obtido na camada 0-5 cm no presente estudo, apesar das diferenças entre culturas utilizadas e manejo da palhada entre os dois estudos, o que demonstra que essa fração é, realmente, a mais representativa nos Latossolos. Já com a máxima dose acumulada de lodo (240 Mg ha^{-1}), os autores obtiveram teor C-FHU igual a $18,3 \text{ g kg}^{-1}$, enquanto o teor dessa fração no presente estudo chegou a $13,1$ e $11,3 \text{ g kg}^{-1}$ nas camadas 0-5 e 5-10 cm respectivamente, considerando dose máxima acumulada de 56 Mg ha^{-1} .

4.4.4 Relação entre o carbono das frações ácido húmico e ácido fúlvico

A relação C-FAH/C-FAF indica o grau de conversão do C orgânico insolúvel (C-FAH) em fração solúvel (C-FAF) (MARTINS et al., 2009). Esta relação, quanto mais próxima de 1,0, é indicativo de maior atividade biológica, a qual promove a síntese de substâncias mais condensadas (CANELLAS et al., 2001).

A relação C-FAH/C-FAF foi significativa para dose nas três primeiras camadas. Houve ajuste a uma equação linear decrescente na camada 0-5 cm, e a equações quadráticas nas camadas 5-10 e 10-20 cm. Na camada superficial, a relação C-FAH/C-FAF variou de 1,30 a 0,90 com o aumento das doses de lodo (Figura 32a).

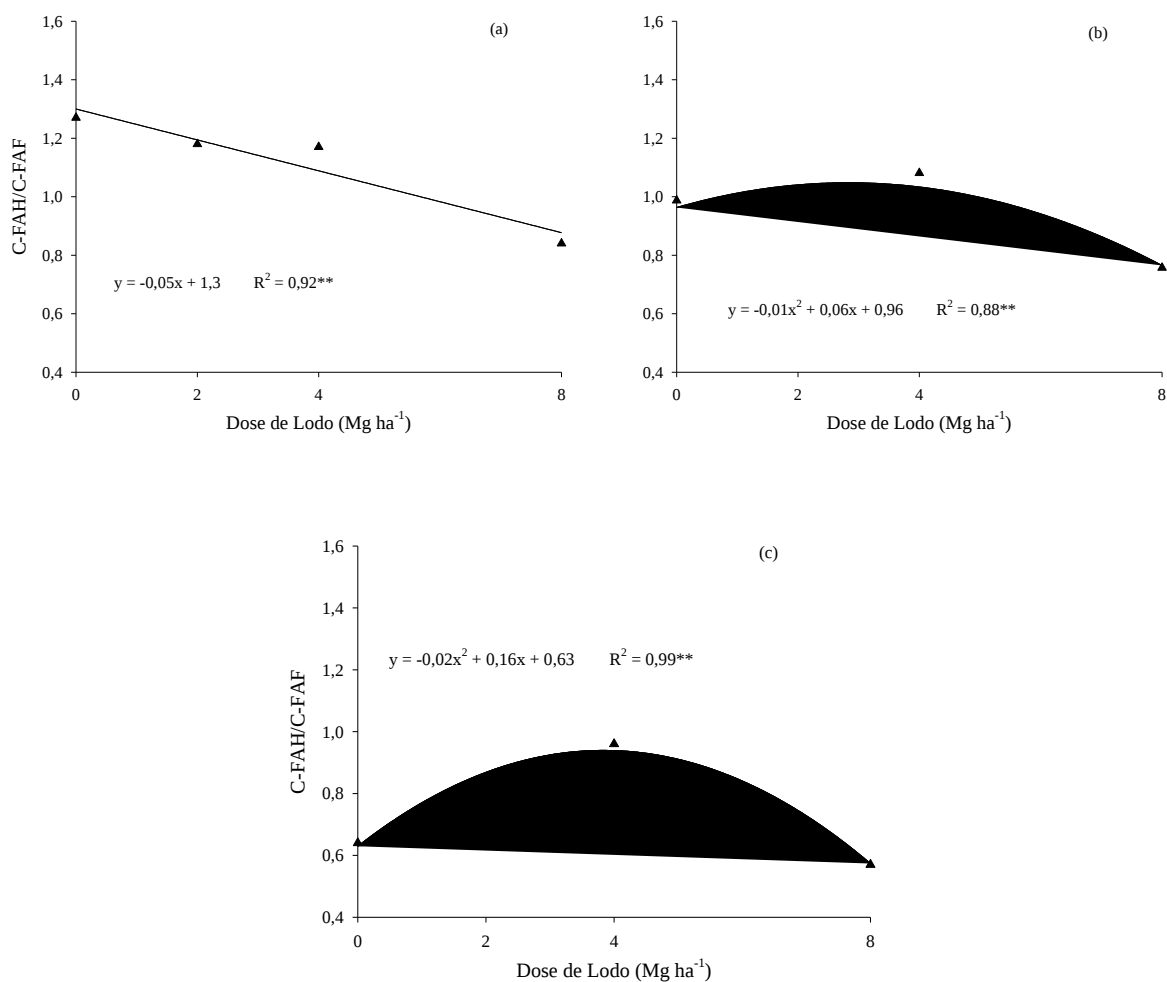


Figura 32. Relação C-FAH/C-FAF nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC) (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

Nas camadas 5-10 e 10-20 cm respectivamente, o maior valor para esta relação foi de 1,05 e 0,95, obtidos com as doses estimadas de 3,0 e 4,0 Mg ha⁻¹ (Figura 32b e 32c). Esses valores estão próximos a 1,0, o que indica condição de equilíbrio entre as frações humificadas reativas (CANELLAS, et al., 2001). Nas camadas 20-40 e 40-60 cm, os valores médios para esta relação corresponderam a 0,93 e 0,73 respectivamente.

Valores da relação C-FAH/C-FAF superiores a 1,0, podem indicar a perda seletiva da fração mais solúvel (FAF) (BENITES, et al., 2003). Isso pode ter ocorrido, portanto, apenas na camada 0-5 cm quando se utilizou doses inferiores a 1,2 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto. Já, valores mais baixos indicam maior degradação da fração mais estável, ou a não formação da mesma (FONTANA et al., 2006). Sastre et al. (1996) constataram que a relação de C-FAH/C-FAF caiu de 0,6 (solo não tratado com lodo) para 0,31, na área onde esse resíduo foi adicionado ao solo na dose de 100 Mg ha⁻¹, valores inferiores aos encontrados no presente estudo. No entanto, como já mencionado, os valores absolutos de C em cada fração húmica é dependente do ambiente original, da cultura instalada e das formas de manejo adotadas (CUNHA et al., 2001).

4.5 Carbono da biomassa microbiana do solo

A interação “dose x resíduo” foi significativa para o teor de C da biomassa microbiana do solo (C_{BM}) nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Nas camadas 20-40 e 40-60 não houve efeito de doses, lodos ou interação entre esses fatores, e o teor médio de C_{BM} nessas camadas foi respectivamente de 171 e 108 mg kg⁻¹. De modo geral, quando da aplicação de LC, o C_{BM} aumentou linearmente com o aumento das suas doses. Assim, com esse resíduo, o teor de C_{BM} variou de 382 a 612 mg kg⁻¹ na camada 0-5 cm (Figura 33a); de 338 a 516 mg kg⁻¹ na camada 5-10 cm (Figura 33b) e de 267 a 439 mg kg⁻¹ na camada 10-20 cm (Figura 33c). Com aplicação do LB, entretanto, verificou-se ajuste quadrático dos resultados de teores de C_{BM} do solo. Assim, com a aplicação desse resíduo, na camada 0-5 cm o teor de C_{BM} reduziu até a dose calculada de 1,8 Mg ha⁻¹, a partir da qual os teores passaram a ser superiores a 365 mg kg⁻¹, até atingir valor máximo estimado em 556 mg kg⁻¹ com a maior dose do lodo (Figura 33a).

Na camada 5-10 cm, o teor de C_{BM} reduziu até a dose calculada de 2,7 Mg ha⁻¹. Após essa dose, os teores passaram a ser superiores a 273 mg kg⁻¹, até atingir valor máximo estimado em 488 mg kg⁻¹, obtido com a maior dose de LB (Figura 33b). Seguindo o mesmo padrão, na camada 10-20 cm o teor de C_{BM} reduziu até a dose estimada

de 2,7 Mg ha⁻¹, a partir da qual os teores passaram a ser superiores a 250 mg kg⁻¹, até atingir valor máximo estimado em 384 mg kg⁻¹, obtido com a maior dose de LB (Figura 33c).

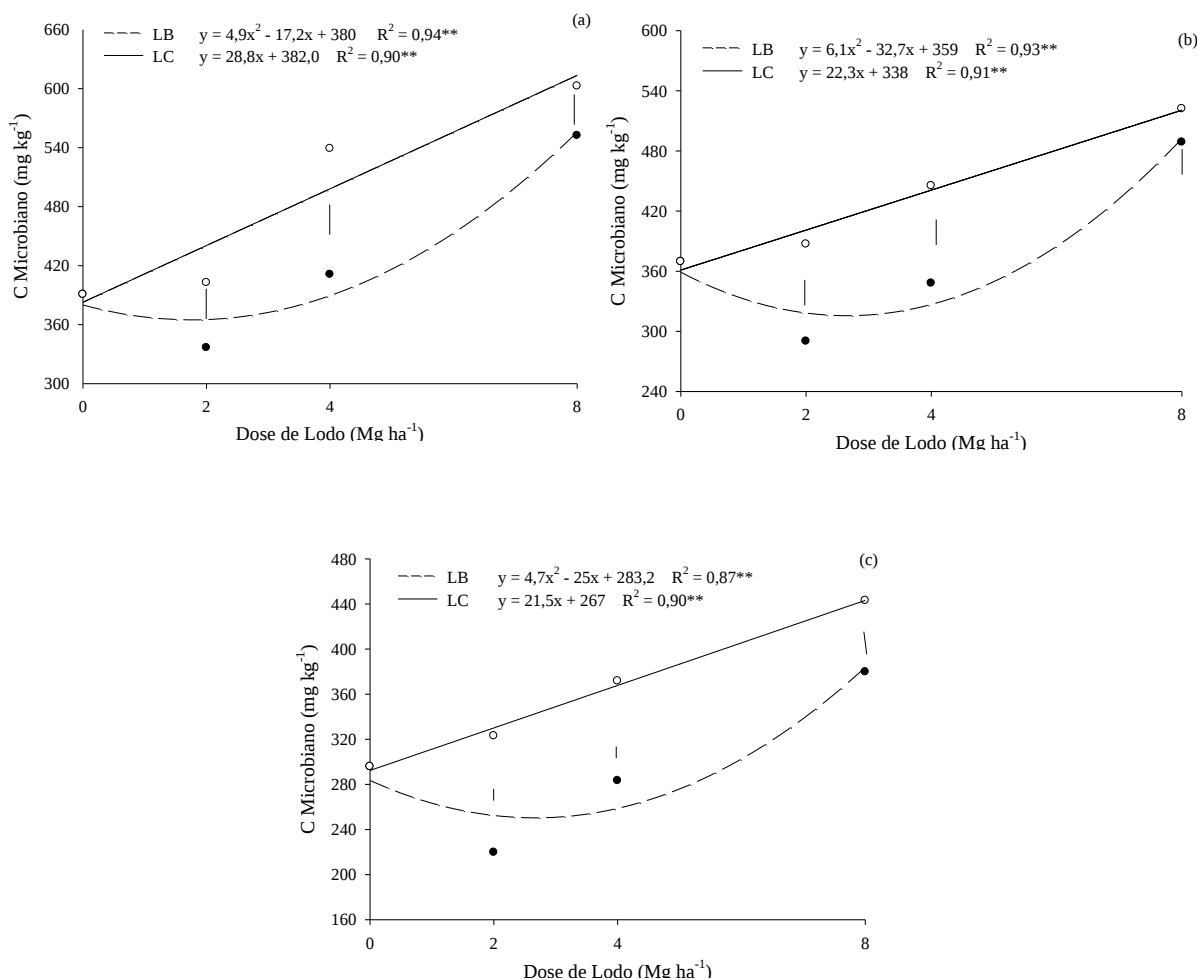


Figura 33. Carbono da biomassa microbiana nas camadas 0-5 cm (a), 5-10 cm (b) e 10-20 cm (c) em função de doses lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

Barra vertical indica o DMS (entre resíduos e para cada dose); ** = significativo a 1%.

A manutenção da produtividade dos ecossistemas agrícolas e florestais depende, em grande parte, do processo de transformação da matéria orgânica e da biomassa microbiana do solo, que é a responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos orgânicos, utilizando tais materiais como fonte de nutrientes e energia para a formação e o desenvolvimento de suas células, bem como para síntese de substâncias orgânicas no solo. Assim, os microrganismos imobilizam temporariamente os nutrientes e

o C, que, após sua morte e decomposição, são liberados e podem se tornar disponíveis às plantas (GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2008).

Até a camada 10-20 cm, o LC apresentou maior contribuição para o aumento do teor de C_{BM} , ao passo que, somente com doses superiores a 2 Mg ha⁻¹ o LB promoveu incremento dessa fração. O LC, por fornecer Ca⁺² proporciona o aumento da agregação do solo (CASTRO FILHO; LOGAN, 1991; CORRÊA et al., 2009a), porque o Ca⁺² realiza ligações entre os grupos caroxílicos e fenólicos da MO e os colóides do solo (CASTRO FILHO et al., 1998). A melhoria no estado de agregação das partículas do solo diminui a sua densidade, bem como promove aumento na aeração e retenção de água (MELO; MARQUES, 2000), condições que favorecem a atividade microbiana (CASTRO FILHO et al., 1998; FANG; MONCRIEFF, 2001; COSTA et al., 2008). Além disso, a elevação do pH após aplicação de LC favorece a adsorção de metais pesados (MARQUES et al., 2001), o que reduz a interferência desses elementos no crescimento e atividade dos microrganismos do solo.

A biomassa microbiana apresenta grande importância no ciclo do C, funcionando como compartimento de reserva ou dreno, de acordo com a composição dos resíduos orgânicos e das condições edafoclimáticas do ecossistema (CATTELAN; VIDOR, 1990). Os solos que mantêm alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não somente de estocar, mas também de ciclar mais nutrientes e C (GREGORICH et al., 1994).

A partir de um estudo com Latossolos argilosos do Cerrado brasileiro, Lopes et al. (2013) desenvolveram um quadro interpretativo com classes para o teor de C_{BM} . Utilizaram amostras de solo na profundidade de 0-10 cm coletadas de 24 tratamentos em três experimentos de longa duração. Os indicadores microbianos foram interpretados em função dos rendimentos relativos cumulativos de milho e soja e do COT usando modelos de regressão linear. Os autores concluíram que valores ≤ 205 ; entre 206 e 405; e > 405 mg C kg⁻¹ solo, são respectivamente considerados: baixos, moderados e adequados para teores de C_{BM} . De acordo com esses valores, na camada 0-5, doses superiores a 4,6 Mg ha⁻¹ de LB e superiores a 0,8 Mg ha⁻¹ de LC promovem teores de C_{BM} considerados adequados. Na camada 5-10 cm, entretanto, doses superiores a 6,5 Mg ha⁻¹ de LB e superiores a 3,0 Mg ha⁻¹ de LC promovem teores de C_{BM} considerados adequados.

Com os resultados de C_{BM} , pode-se inferir que os microrganismos estão ainda atuando na decomposição dos resíduos orgânicos até a profundidade de 20 cm.

No entanto, apesar do LB apresentar maior teor de matéria orgânica (substrato para os microrganismos), apresenta também maior teor de metais pesados (Tabela 1), elementos que podem causar menor atividade microbiológica (WARDLE, 1994). Isso acontece porque os microrganismos de solos expostos por longo período ao estresse por metais pesados, ainda que em baixas concentrações, podem não ser hábeis para manter a estabilidade da biomassa. No entanto, o desenvolvimento de tolerância e mudanças na estrutura da comunidade microbiana podem compensar perdas das populações mais sensíveis (GILLER et al., 1998). É importante destacar ainda que a própria matéria orgânica é capaz de complexar metais pesados no solo, e possivelmente, por isso, doses de LB superiores a $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ promoveram o incremento do teor de C_{BM} . Isso acontece porque a fração AF apresenta mais grupos funcionais carboxílicos e fenólicos (BENITES et al., 2003), os quais formam os principais sítios de complexação com os metais do solo (SILVA; MEDONÇA, 1997). Como visto anteriormente, nas camadas 0-5 e 5-10 cm, a fração AF aumentou a partir de doses superiores a $3,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de LB, o que possivelmente contribuiu para o aumento da atividade microbiana, em função da complexação dos grupos funcionais com os metais pesados.

Ademais, observa-se que, apesar do COP representar pequena fração do COT, seu teor aumentou em função das doses de lodos (Figura 27), o que pode acarretar em aumento da atividade dos microrganismos sobre a MOS não humificada, e, conseqüentemente, o aumento do teor de C_{BM} . Do contrário, o COM representou mais de 90% do COT, e, por ser a fração que interage com a superfície de partículas minerais, formando os complexos organominerais, permanece protegida do ataque de microrganismos pelo mecanismo de proteção coloidal (CHRISTENSEN, 1996), podendo ser envolvida pelos agregados do solo, o que também resulta em proteção física e estabilização (ZECH et al., 1997), uma vez que os agregados podem limitar a disponibilidade de MO para os organismos decompositores (FRANZLUEBBERS; ARSHAD, 1997; CHRISTENSEN, 2000) devido à redução da difusão de água, ar e/ou nutrientes, restringindo o ataque de microrganismos e seus sistemas enzimáticos (HASSINK; WHITMORE, 1997).

Souza et al. (2009) estudaram a aplicação de até 6 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto no primeiro ano de cultivo de soja e não verificaram efeito sobre o C_{BM} . Destaca-se que, tão importante quanto a dose de C adicionada a solos via lodo, é a qualidade do material introduzido, isto é, a composição da fração orgânica do resíduo, uma vez que a

abundância relativa dos diversos compartimentos da MO presente no resíduo, ajuda a determinar sua taxa de degradação após aplicação no campo e por conseguinte a quantidade de C remanescente (BOYD et al., 1980; HATTORI; MUKAI, 1986; AJWA; TABATABAI, 1994; BERNAL et al., 1998). Como no presente estudo foram realizadas seis aplicações de lodos ao longo de 12 anos, houve o acúmulo de MO no solo, e conseqüente maior fornecimento de energia para o crescimento microbiano (SILVA; RESCK, 1997).

A relação C/N do substrato orgânico depositado ao solo, também pode afetar a atividade da biomassa microbiana do solo. À medida que o substrato orgânico é assimilado e metabolizado pelos microrganismos, o C orgânico é oxidado e liberado na forma de CO₂ no processo respiratório para gerar energia (SIX et al., 2006), e a relação C/N gradualmente se estreita. A atividade dos microrganismos e a velocidade de degradação do substrato decrescem na medida em que a relação C/N se aproxima de 10 a 12, típica da MO estável do solo (CANTARELLA, 2007). Como o LB e o LC apresentaram relação C/N de 9/1 e 10/1 respectivamente (Tabela 1), já se apresentam como MO estável. Por outro lado, a relação C/N da palhada da soja safra 2013/14 variou de 38/1 a 28/1 com o aumento das doses de lodos (Figura 21), valores que promovem atividade dos microrganismos decompositores, representando respectivamente, processo de imobilização de N e equilíbrio entre imobilização e mineralização de N (CANTARELLA, 2007). A relação C/N é um indicativo da velocidade de decomposição do resíduo vegetal, sendo que quanto maior a proporção de C em relação ao N, mais lenta é a decomposição do material (SILVA; MENDONÇA, 2007). Por isso, em função do decréscimo da relação C/N da palhada da soja, na camada 0-5 cm, de modo geral, houve acréscimo do teor de C_{BM}.

4.6 Fluxo de CO₂ a partir do solo

4.6.1 Soja safra 2012/13

A interação “dose x resíduo” não foi significativa em nenhuma das avaliações do fluxo de CO₂ durante o cultivo da soja safra 2012/13, havendo somente diferença entre os resíduos em algumas avaliações. No primeiro e terceiro dia após a semeadura (DAS) da soja não houve diferença em função dos resíduos (Figura 34). Nesse intervalo, em função de ter ocorrido chuva logo após a semeadura, constatou-se aumento de 1,7 para 5,2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ no fluxo de CO₂ a partir do solo.

A umidade e a temperatura do solo são fatores que podem condicionar as emissões de CO₂ a partir do solo (COSTA et al., 2008; CHAVEZ et al., 2009; SIQUEIRA NETO, 2011). A umidade tem papel fundamental na ciclagem do C porque os processos de respiração e decomposição da MO estão relacionados a atividades de microrganismos que são extremamente dependentes da quantidade de água no solo (DAVIDSON; JASSENS, 2006). De acordo com Tavares et al. (2015), a manutenção da palha sobre o solo estimula a atividade microbiana e aumenta o fluxo de CO₂ do solo, principalmente pela conservação da umidade do solo. Esses autores consideram que a umidade do solo entre 60 a 80% promove condições ideais para a atividade microbiana.

Aos 5, 8, 15 e 60 DAS houve diferença na emissão de CO₂ em função do tipo de resíduo. O LC promoveu maior emissão de CO₂, com valores correspondentes, respectivamente, a 3,8; 2,6; 4,0 e 6,2 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Figura 34).

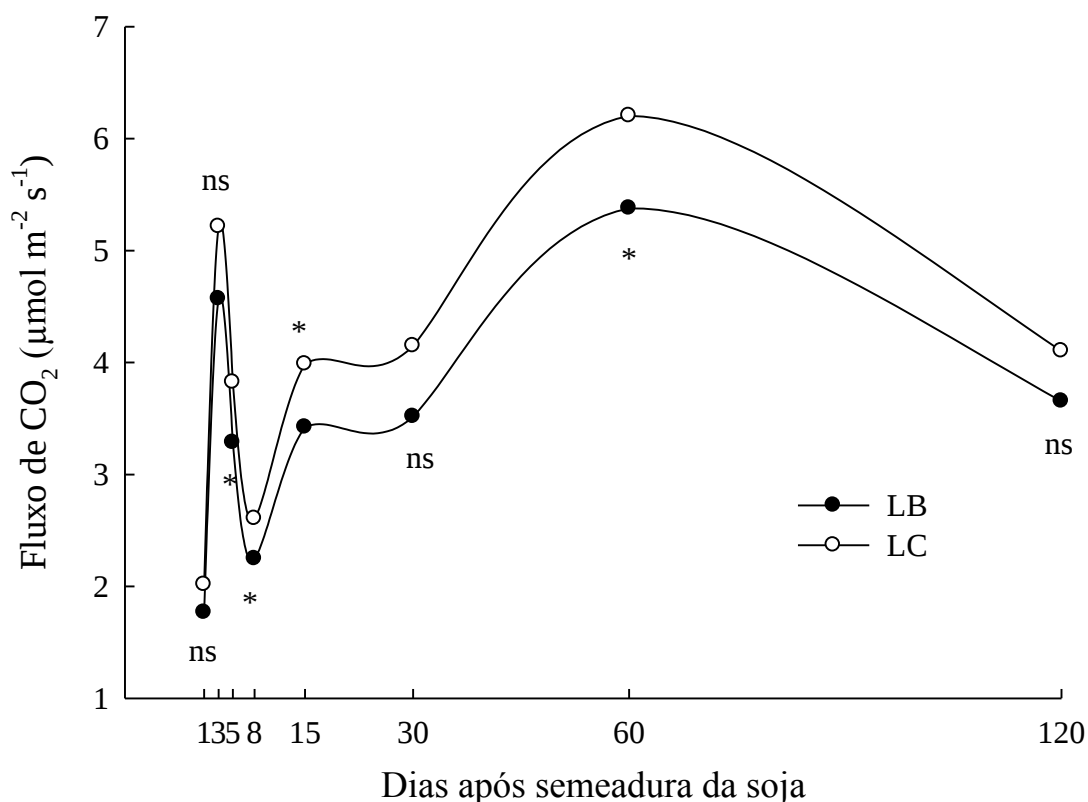


Figura 34. Fluxo de CO₂ a partir do solo durante o cultivo da soja safra 2012/13 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC).

ns = não significativo e * = significativo a 5%.

No solo, as emissões de CO₂ também estão associadas com a decomposição dos resíduos vegetais, com a respiração da microbiota e das raízes, além da oxidação da fração lábil da matéria orgânica (BRONICK; LAL, 2005; REICOSKY et al., 2005). As maiores emissões de CO₂ com a aplicação de LC em relação ao LB podem ser decorrentes de maiores incrementos do sistema radicular e parte aérea de aveia-preta (CORRÊA et al., 2008a) e da soja (CORRÊA et al., 2007, 2008a, b, c e 2009a) ao longo dos anos de aplicação dos resíduos na área, o que promoveu maior aporte da fração lábil da MOS, que serve como substrato para a atividade dos microrganismos.

A maior emissão de CO₂ ocorreu aos 60 DAS, provavelmente por ter coincidido com o período de maior atividade das raízes, que se relaciona com a emissão (REICOSKY et al., 2005; EPRON et al., 2006). Os maiores valores de fluxo de CO₂ nas parcelas com LC podem ser atribuídos justamente a um melhor ambiente para o crescimento das raízes. Ainda no início do estudo envolvendo as aplicações de LB e LC, Corrêa et al. (2009b) constataram que o LC promoveu correção da acidez do solo, deslocamento do Ca⁺², aumento do pH e da saturação por bases e redução do Al⁺³ até 40 cm de profundidade. A melhora desses atributos está relacionada a melhorias no ambiente de crescimento radicular, e com isso, maior absorção de água e nutrientes (CAIRES et al. 2006), o que reflete em maior atividade do sistema radicular.

Com relação à temperatura, a maior parte das populações de microrganismos do solo é mesófila, e, por isso, apresentam temperatura ótima de crescimento entre 25 e 30°C (TSAI et al., 1992). No entanto, Fang e Moncrieff (2001) relatam ter encontrado as maiores emissões de CO₂ com a temperatura próxima a 32° C, considerada como temperatura ótima para respiração do solo. Embora a temperatura do solo tenha se apresentado dentro da faixa adequada para a atividade dos microrganismos, sua correlação com o fluxo de CO₂ (Figura 35a) foi negativa ($r=-0,15^*$). Assim, as diferenças entre os resíduos na emissão de CO₂ podem ser explicadas, em parte, pela umidade do solo, que, apesar de apresentar baixa correlação ($r=0,29^{**}$) com o fluxo (Figura 35b), foi mais determinante que a temperatura.

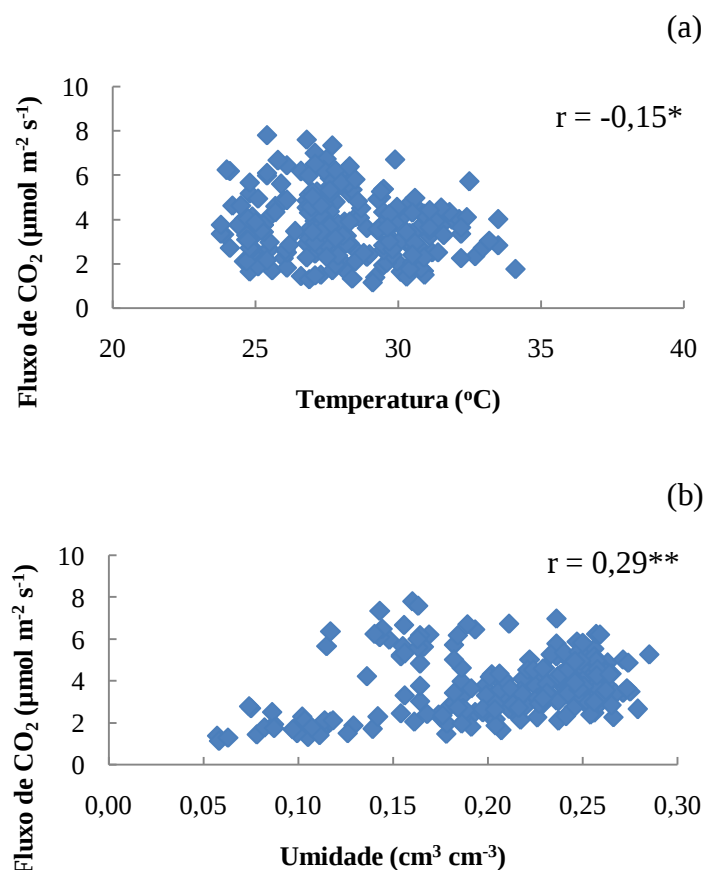


Figura 35. Correlação entre fluxo de CO₂ e temperatura do solo (a) e entre fluxo de CO₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da soja safra 2012/13.

* e ** = significativo a 5 e 1% respectivamente.

Quanto à emissão total de C-CO₂ durante o cultivo da soja safra 2012/13, constatou-se diferença unicamente entre os resíduos, com o LC resultando na emissão de 5.955 kg ha⁻¹ C e LB na emissão de 5.170 kg ha⁻¹ C. Esses resultados são reflexo dos maiores fluxos de CO₂ aos 3, 5, 8 e 60 DAS da soja nas parcelas que receberam LC (Figura 34).

4.6.2 Aveia-preta 2013

Durante o cultivo da aveia-preta em 2013, a interação “dose x resíduo” não foi significativa em nenhuma das avaliações do fluxo de CO₂, bem como não houve qualquer efeito de dose ou resíduos.

Após a semeadura da aveia-preta, o fluxo de CO₂ do solo decresceu até o 8º DAS (Figura 36), quando apresentou valor médio de 1,7 μmol m⁻² s⁻¹. Todavia, nesse período, observa-se o maior valor de emissão logo após a semeadura (1 DAS). Tal

comportamento provavelmente ocorreu em função da perturbação no sulco na linha de semeadura, haja vista que o revolvimento mínimo do solo fornece condições favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos na camada superficial, o que aumenta a biomassa microbiana e a emissão de CO_2 (MATIAS et al., 2009).

Os primeiros 30 DAS da aveia-preta foram caracterizados por temperaturas amenas e estáveis e baixa ocorrência de chuvas (Figura 1), acarretando em baixa difusão de CO_2 do solo para a atmosfera, o que pode explicar a ausência de correlação entre fluxo de CO_2 e temperatura (Figura 37a).

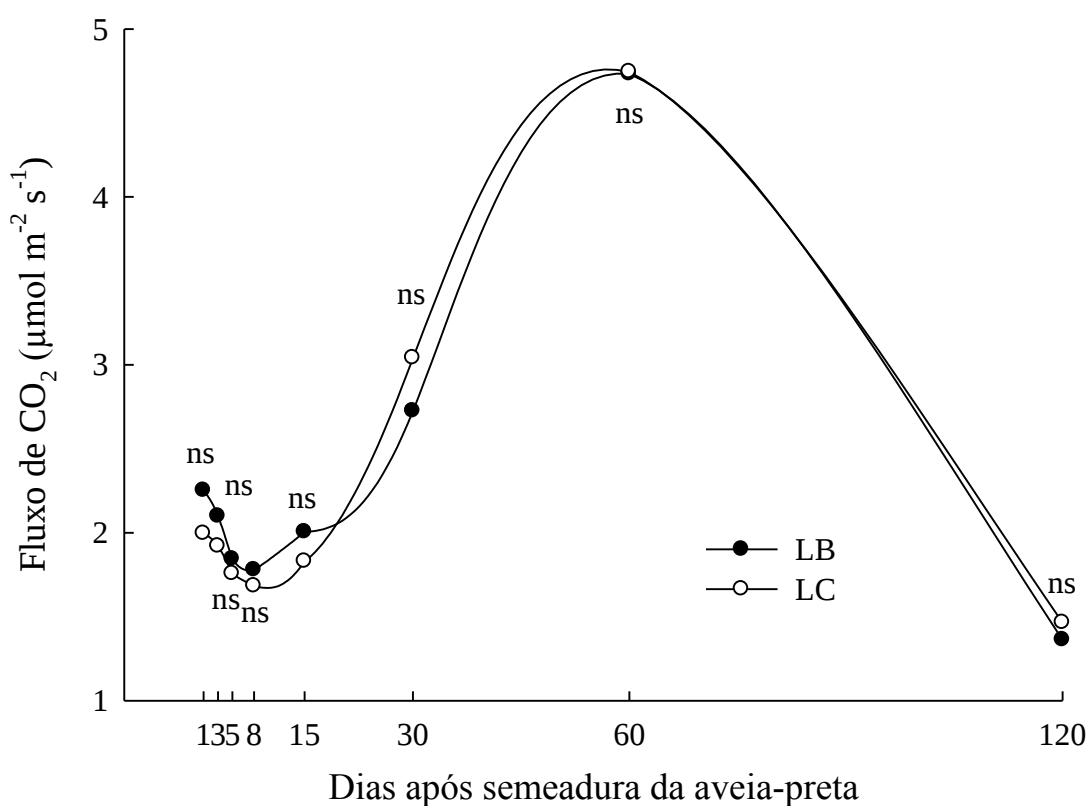


Figura 36. Fluxo de CO_2 a partir do solo durante o cultivo da aveia-preta 2013 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC).

ns = não significativo e * = significativo a 5%.

A partir dos 30 DAS ocorreram chuvas, o que elevou a umidade do solo e, provavelmente, culminou no aumento do fluxo de CO_2 para a atmosfera, que teve o seu pico aos 60 DAS (Figura 36). De fato, a correlação entre o fluxo de CO_2 e a umidade do solo, apesar de ser baixa ($r = 0,33^{**}$), foi significativa (Figura 37b).

Assim, a umidade provavelmente promoveu aumento da atividade microbiana, que associada ainda a uma provável maior atividade radicular, resultou em aumento da difusão de CO₂.

Não houve interação “dose x resíduo”, ou mesmo efeito isolado dos fatores para a emissão total de C-CO₂ durante o cultivo da aveia-preta em 2013, o que já era esperado, uma vez que não houve diferença para os fluxos de CO₂ nesse período. A emissão média correspondeu a 3.741 kg ha⁻¹ C.

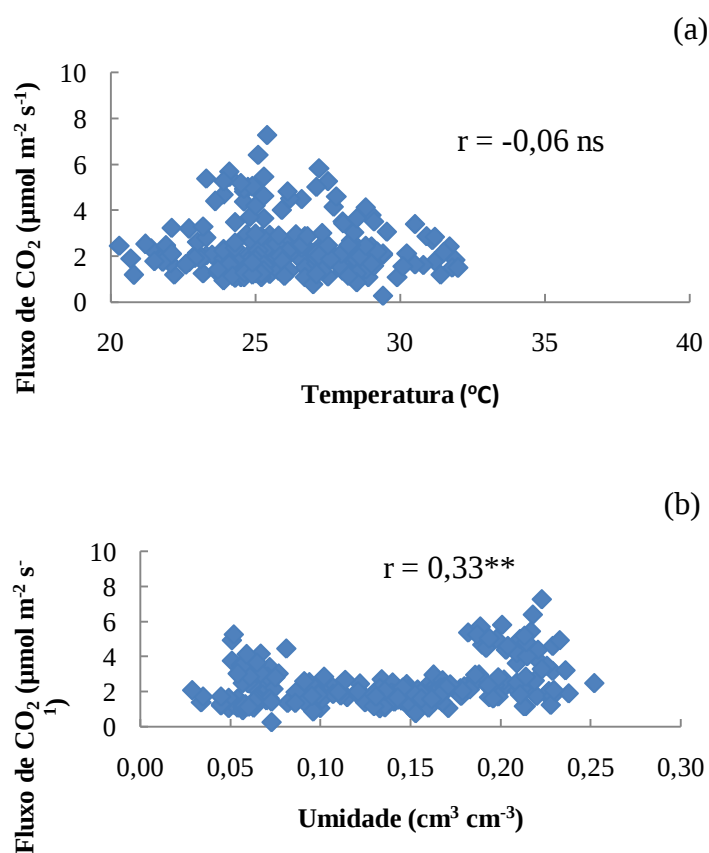


Figura 37. Correlação entre fluxo de CO₂ e temperatura do solo (a) e fluxo de CO₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da aveia-preta 2013.

ns = não significativo e ** = significativo a 1%.

As emissões de CO₂ durante o cultivo da aveia-preta foram menores em relação às emissões durante o cultivo da soja (valor médio de 5.562 kg ha⁻¹ C). Isso aconteceu porque no período de cultivo da aveia (outono-inverno) o volume de precipitação pluviométrica foi menor, o que acarretou em menor atividade dos microrganismos do solo. Nessa época, as temperaturas também foram menores (Figura 1),

e não apresentaram correlação com o fluxo (Figura 37a). Siqueira Neto et al. (2011) avaliaram a emissão de CO₂ em áreas com diferentes manejo de solo no Cerrado (pastagem, preparo convencional, SSD e mata nativa), e verificaram que a emissão de CO₂ variou devido à sazonalidade climática, com maior emissão no verão em relação inverno. Segundo os autores, a umidade do solo também foi a variável que mais interferiu no fluxo dos gases.

A oxidação de C de compostos orgânicos por meio da atividade microbiana depende ainda da qualidade e aporte de resíduos orgânicos (LOURENTE, et al., 2010). A quantidade e relação C/N da palhada procedente da cultura da soja cultivada anteriormente não diferiu para tipo de lodo, dose, e nem para a interação entre esses fatores, o que provavelmente acarretou em igualdades na atividade microbiana, refletindo, então, em semelhantes emissões de CO₂ no cultivo da aveia-preta.

4.6.3 Soja safra 2013/14

A interação “dose x resíduo” não foi significativa em nenhuma das avaliações do fluxo de CO₂ durante o cultivo da soja safra 2013/14. Dentre os tipos de lodo (Figura 38), a única diferença foi observada aos 3 DAS, quando o fluxo de CO₂ a partir do solo tratado com LC foi de 2,81 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, enquanto que daquele tratado com LB foi de 1,62 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Isso provavelmente ocorreu porque a atividade de microrganismos foi maior quando da aplicação de LC, comprovado pelo maior teor de C_{BM} até a profundidade de 20 cm (Figura 33).

A MMS produzida pela aveia-preta no ano de 2013 não diferiu entre os resíduos, o que pode ter refletido na ausência de diferença para as emissões de CO₂ no subsequente cultivo (da soja). Nota-se, contudo, que no cultivo da soja 2013/14, realizado logo pós a reaplicação dos resíduos em 2013, as taxas de emissão de CO₂ (Figura 38) foram maiores do que aquelas do cultivo de soja 2012/2013 (Figura 34), quando já havia passado um ano da aplicação realizada em 2011, o que constata a atuação imediata dos microrganismos na decomposição da MO dos lodos.

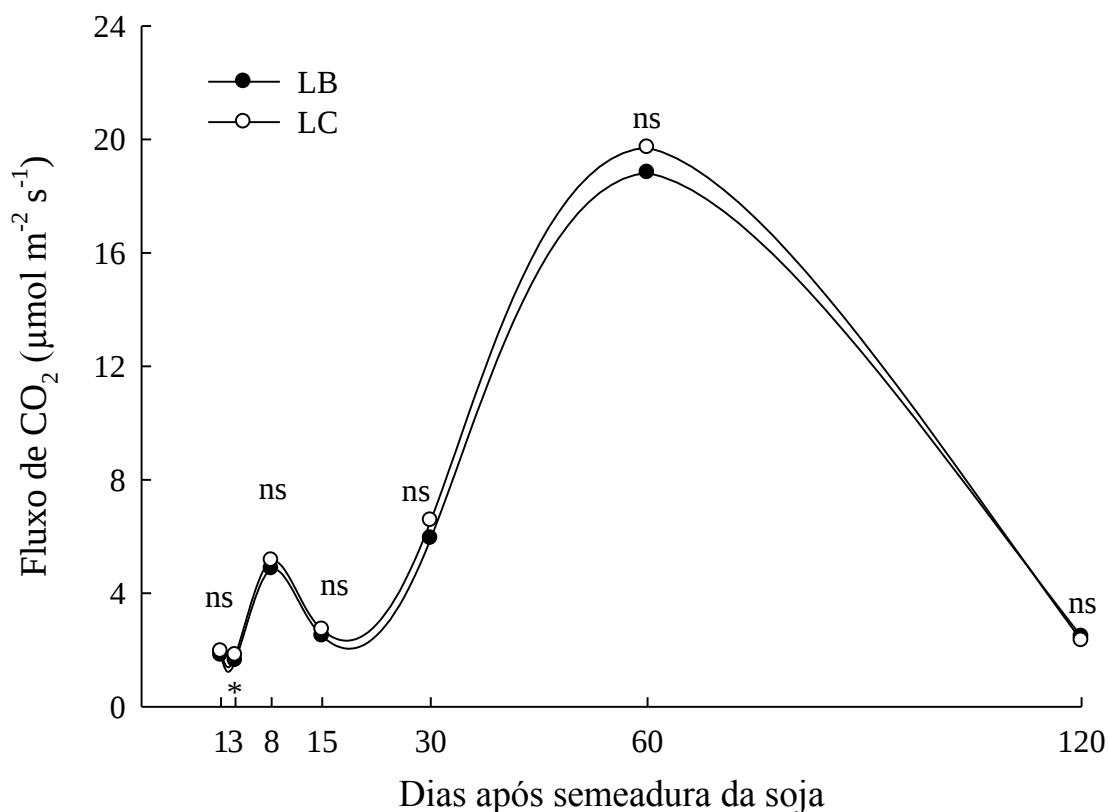


Figura 38. Fluxo de CO₂ a partir do solo durante o cultivo da soja safra 2013/14 em função da aplicação de lodo biodigerido (LB) e lodo centrifugado (LC).

ns = não significativo e * = significativo a 5%.

Dentre as doses, verificou-se diferenças em quatro avaliações do fluxo de CO₂: aos 1, 3, 15 e 60 DAS (Figura 39). As emissões aos 1, 3 e 15 DAS aumentaram com o aumento das doses de lodo, mas aos 60 DAS estimou-se que a dose de 5,2 Mg ha⁻¹ promoveu a maior emissão de CO₂ (23,5 µmol m⁻² s⁻¹). A emissão de CO₂ foi maior aos 60 DAS provavelmente porque coincidiu com o período de maior atividade do sistema radicular das plantas, e, em função da maior umidade do solo, fator esse, que apresentou correlação significativa com a emissão de CO₂ ($r = 0,74^{**}$) (Figura 40b). Os processos de respiração e decomposição estão relacionados diretamente a atividades dos microrganismos, que por sua vez são extremamente dependentes da quantidade de água no solo (DAVIDSON; JASSENS, 2006).

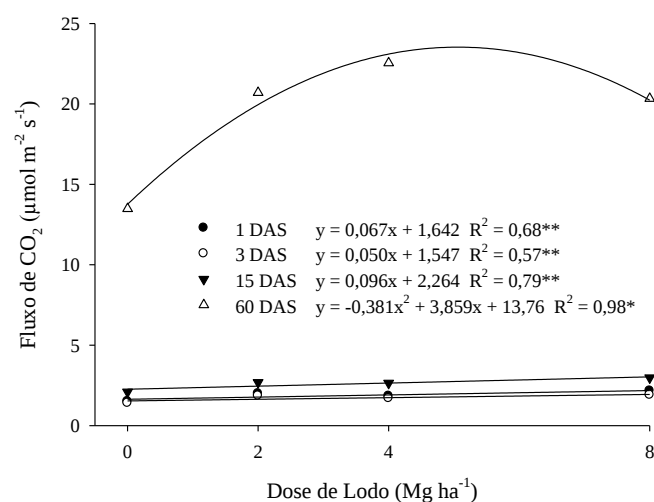
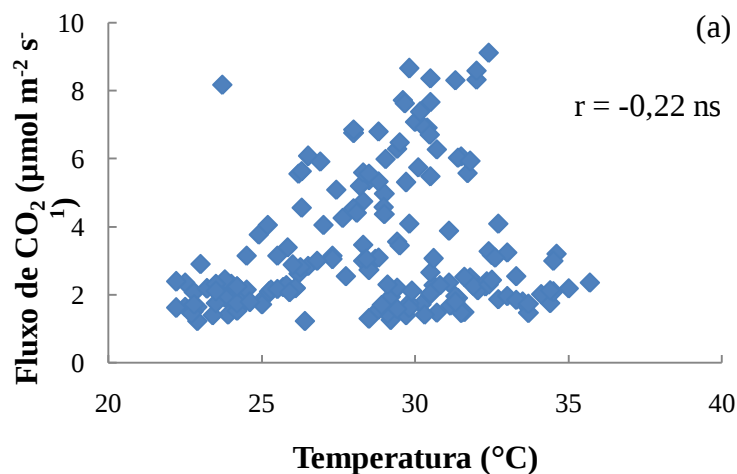


Figura 39. Fluxo de CO₂ a partir do solo em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos) aos 1, 3, 15 e 60 dias após semeadura da soja safra 2013/14.

* e ** = significativo a 5 e 1% respectivamente.

A temperatura do solo apresentou baixa e não significativa correlação ($r = -0,22$) com a emissão de CO₂ do solo (Figura 40a). Em estudo que avaliou a emissão de CO₂ em função do preparo do solo em área cultivada com cana-de-açúcar, La Scala Júnior et al. (2006) encontraram significativa correlação do efluxo de CO₂ com a umidade do solo, constatando que esse fator, e não a temperatura do solo, foi o fator controlador das emissões.



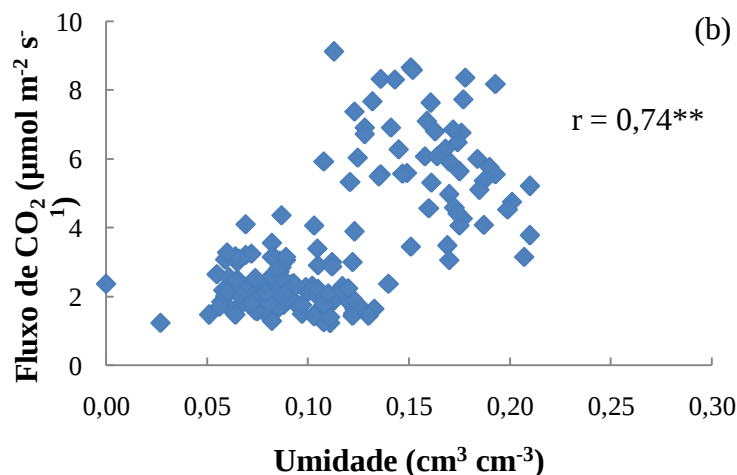


Figura 40. Correlação entre fluxo de CO₂ e temperatura do solo (a) e fluxo de CO₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da soja safra 2013/14.

ns = não significativo e ** = significativo a 1%.

Para a emissão total de C-CO₂ durante o cultivo da soja safra 2013-14, houve efeito somente de dose dos lodos, de modo que a máxima emissão (14.116 kg ha⁻¹) ocorreu quando se aplicou 5,2 Mg ha⁻¹, dose esta que também resultou no pico de emissão aos 60 DAS (Figura 41).

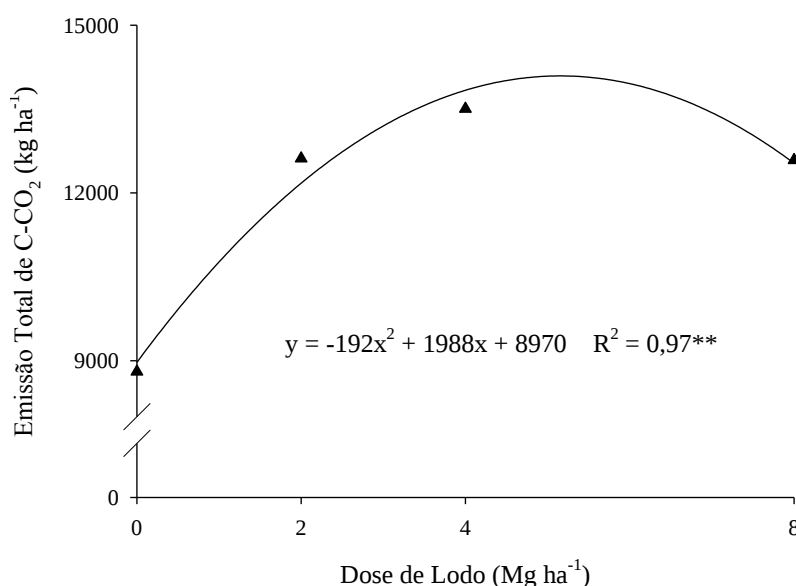


Figura 41. Emissão total de C-CO₂ a partir do solo em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos) durante o cultivo da soja safra 2013/14.

** significativo a 1%.

4.6.4 Aveia-preta 2014

A interação “dose x resíduo” não foi significativa em nenhuma das avaliações do fluxo de CO_2 a partir do solo durante o cultivo da aveia-preta, bem como não se observou qualquer efeito das doses. Dentre os tipos de lodo, entretanto, diferenças ocorreram aos 60 e 120 DAS, quando o fluxo de CO_2 a partir do solo tratado com LC foi maior do que daquele tratado com LB (Figura 42). O maior pico de emissão, assim como para os outros cultivos, ocorreu aos 60 DAS, e correspondeu a 3,9 e 4,8 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente, para LB e LC.

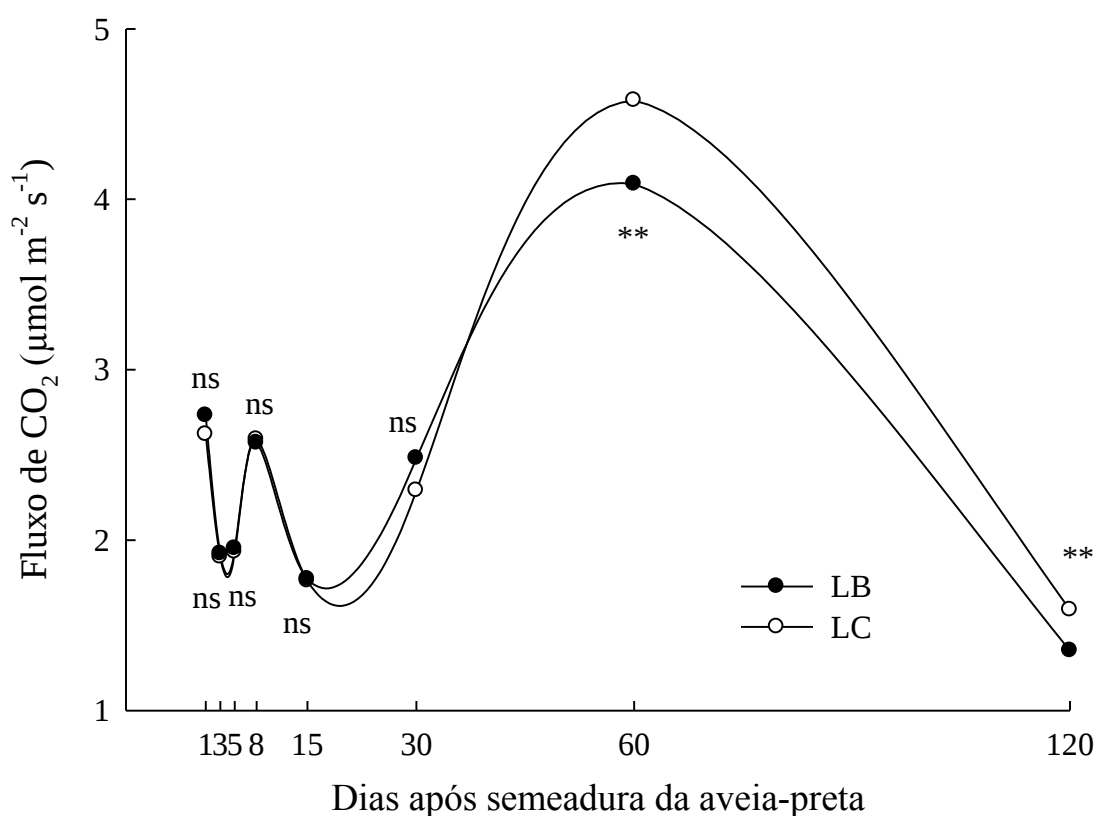


Figura 42. Fluxo de CO_2 a partir do solo durante o cultivo da aveia-preta 2014 em função da aplicação de lodo de esgoto biodigerido (LB) e centrifugado (LC).

ns = não significativo e ** = significativo a 1%.

Esses resultados corroboram os resultados de C_{BM} , que mostram aumento da atividade microbiana em função do aumento das doses de LC (Figura 33), o que indica maior atividade de microrganismos na decomposição de MOL (palhada), e, conseqüente maior emissão de CO_2 . Há também relação direta com os resultados de

fracionamento químico, uma vez que houve redução do C das frações AF (Figura 29) e AH (Figura 30) em função do aumento das doses de LC e aumento da fração HU (Figura 31), o que demonstra que, com o avanço do processo de humificação, há perda de CO₂ para a atmosfera e incorporação de N nas frações humificadas (SILVA; MENDONÇA, 2007).

A correlação entre o fluxo de CO₂ e a umidade do solo (Figura 43b), bem como entre o fluxo de CO₂ e a temperatura do solo (Figura 43a) não foram significativas durante o cultivo da aveia-preta, período em que as temperaturas não estavam dentro da faixa ideal para atividade dos microrganismos, bem como as precipitações foram as mais baixas dentre os quatro cultivos.

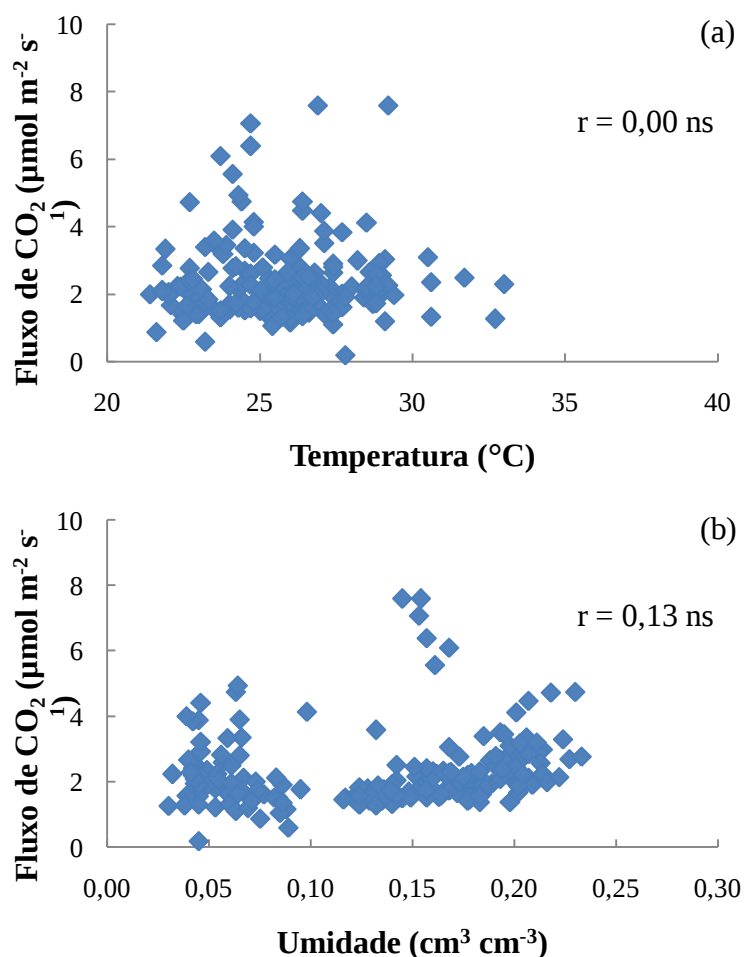


Figura 43. Correlação entre fluxo de CO₂ e do solo (a) e fluxo de CO₂ e umidade do solo (b) durante o cultivo da aveia-preta 2014.

ns = não significativo

A interação “dose x resíduo” não foi significativa, bem como não houve efeito isolado dos fatores para a emissão total de C-CO₂ durante o cultivo da aveia-

preta em 2014. A emissão média durante o período foi de $3.489 \text{ kg ha}^{-1} \text{ C}$, semelhante à ocorrida durante o cultivo da aveia-preta em 2013 ($3.741 \text{ kg ha}^{-1} \text{ C}$).

4.7 Estoque de carbono no solo

Para o estoque de C no solo, a interação “dose x resíduo” não foi significativa em nenhuma camada. Constatou-se efeito de doses, e, apenas na camada 00-05 cm. Houve aumento linear do estoque de C em função do aumento das doses de lodo, de modo que com a maior dose o estoque foi de $15,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 44). Nas camadas 05-10, 10-20 20-40 e 40-60 cm, a média de estoque final de C foi, respectivamente, de 11,5, 17,5, 29,8 e $33,1 \text{ Mg ha}^{-1}$.

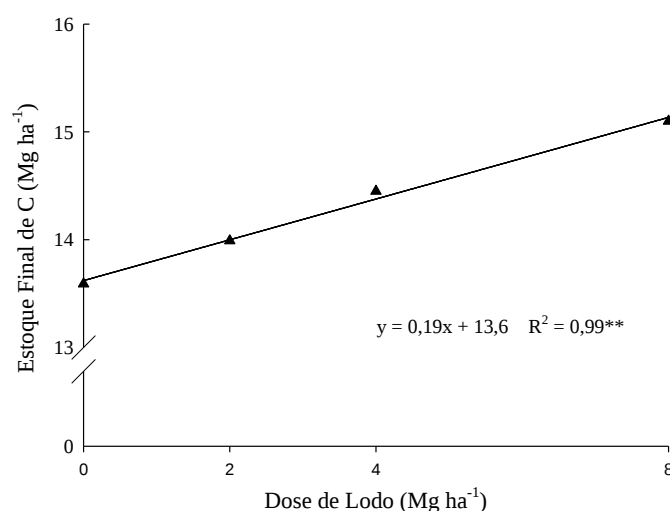


Figura 44. Estoque de C na camada 00-05 cm em função de doses lodo em função de doses de lodo biodigerido e lodo centrifugado (média entre os dois lodos).

** = significativo a 1%.

A entrada de C pela adição do LB foi maior do que a entrada de C via LC (na maior dose a diferença foi de $6,08 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Tabela 1), bem como durante o cultivo da soja safra 2012/13, a perda de C via emissão de CO_2 das parcelas tratadas com LC foi 785 kg ha^{-1} maior que nas parcelas tratadas com LB (nos demais cultivos avaliados não houve diferença entre os resíduos). Com base nessas informações, poderia se esperar que o estoque de C nas parcelas tratadas com LB fosse superior. Todavia, o estoque total de C no solo – que considera todo o C até 60 cm de profundidade – também não diferiu dentre tipos e doses de lodo, e apresentou valor médio de $106,2 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Tal similaridade entre os resíduos pode ser atribuído ao fato do LC ter promovido melhores condições em termos de fertilidade do solo para o crescimento do sistema radicular das plantas (ver item 6.1), como já relatado por Corrêa et al. (2008a). Ademais, a entrada de metais pesados quando do tratamento do solo com LB foi maior, o que reduziu a atividade da biomassa microbiana (ver item 6.5). Esses fatores aliados resultaram em maior produção de MMS e acúmulo de C pelas plantas cultivados nas parcelas tratadas com LC, como observado na aveia-preta 2014 (Figura 22 e Figura 25), o que ao longo dos anos pode ter compensado a diferença quanto à maior entrada direta de C pelo LB.

O estoque de C está diretamente relacionado com o COT e com a densidade aparente do solo, de modo que o potencial de fixação e estocagem de C no solo é determinado, dentre outros fatores, pelas condições climáticas locais, relevo, tipo e manejo de solo e sistema de produção adotado (FALLOON et al., 2007; SMITH, 2008). A quantidade e qualidade dos resíduos vegetais também têm sido apontadas como controladores da magnitude e velocidade das mudanças nos teores e qualidade da MOS (SILVA et al., 2004; CARVALHO et al., 2009; MAIA et al., 2009). Nesse âmbito, diversos trabalhos destacam a importância do alto aporte de resíduos vegetais no sistema quando se visa ao acúmulo de C no solo, mesmo em sistemas sob plantio direto (LOVATO et al., 2004; BAYER et al., 2006; COSTA et al., 2008).

O lodo de esgoto também pode ter expressivo papel na dinâmica do C no solo. Isso porque é constituído por diferentes grupos orgânicos, entre eles as SH, que como já mencionado, são consideradas o estágio final da evolução dos compostos de C no solo (STEVENSON, 1994), e representam um grupo de substâncias mais estáveis e de difícil degradação do ponto vista químico, o que pode representar reserva de C no solo (YANG et al., 2004 apud DIAS et al., 2007). O reservatório de C orgânico no solo representa um equilíbrio dinâmico entre ganhos e perdas de C no ecossistema e uma variedade de fatores podem afetar esse equilíbrio no solo (BHATI; PRESTON, 2006).

Ressalta-se, entretanto, que mesmo com grande potencial de sequestro de C no solo, no presente estudo o efeito positivo do lodo de esgoto se limitou à superfície do solo (Figura 26), mesmo quando da aplicação de doses de 8 Mg ha⁻¹. De fato, alterações no estoque de C em profundidade são menos representativas, haja vista que as alterações mais importantes na dinâmica do C, no que se refere à distribuição, adição e perdas, ocorrem nas camadas mais superficiais do solo (CORAZZA et al., 1999).

Em trabalho avaliando o efeito de aplicações consecutivas de LB em um Latossolo, DIAS et al. (2007) constataram que o armazenamento de C foi maior nos tratamentos com maiores doses de lodo de esgoto, em comparação com a dose 0, com os estoques variando de 24,9 a 43,2 Mg ha⁻¹ e 24,2 a 34,7 Mg ha⁻¹ nas camadas de solo de 00-10 e 10-20 cm, respectivamente. Os autores justificaram o aumento nos estoques de C nas camadas superficiais do solo em função do aumento da quantidade aplicada do lodo. Ressalta-se, entretanto, que no trabalho de Dias et al. (2007), a maior dose acumulada de lodo em 6 anos foi de 240 Mg ha⁻¹, cinco vezes maior do que a maior dose acumulada do presente estudo (Tabela 2).

5. CONCLUSÕES

O LC promoveu aumento do pH do solo, do teor de macronutrientes (principalmente Ca) e micronutrientes; favoreceu os atributos de fertilidade do solo; promoveu maior produção de massa de matéria seca e acúmulo de nutrientes e de C na parte aérea da aveia-preta, bem como a ciclagem desses elementos.

A aplicação de LC favoreceu a atividade dos microrganismos do solo, o que acarretou em maior teor de C da biomassa microbiana, avanço do processo de transformação das frações AF e AH, maior decomposição de MOL e, conseqüentemente, maior emissão de CO₂ para atmosfera.

As aplicações de LB e LC em longa data aumentaram os teores de Cu, Fe Mn e Zn no solo para níveis que podem causar toxidez às plantas. Os teores foliares de Mn e Zn ultrapassaram os limites desejáveis para a cultura da soja.

Maiores produtividades de soja podem ser obtidas com a aplicação bienal de doses de lodo de esgoto variando entre 4,5 e 5,3 Mg ha⁻¹, seja o LB ou LC.

A aplicação de lodo de esgoto, independentemente do tipo de lodo, resulta em aumento dos teores de C orgânico total, C da fração particulada e C associado a minerais somente na camada superficial do solo.

Dentre as substâncias húmicas, a fração humina que mais contribuiu com o estoque de C no solo e, dentre as frações físicas, o C orgânico associado aos minerais contribuiu com mais de 95% do teor de C orgânico total.

As plantas cultivadas nas parcelas com aplicação de LC acumularam mais C, o que compensou, no estoque final de C no solo, a diferença quanto à maior entrada direta de C pelo LB.

Após seis aplicações de doses LC e LB ao longo de 12 anos de condução do estudo, o estoque de C no solo aumentou apenas na camada superficial, e correspondeu a 106,2 Mg ha⁻¹.

6. REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; RAIJ, B.; BATAGLIA, O. C.; ANDRADE, J. C. Extraction of boron from soil by microwave heating for ICP-AES determination. **Plant Production Science**, Tokyo, v.1, p. 96-103, 1998.
- AGUIAR, A. C. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob Cerrado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 1, p. 27-36, 2001.
- AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 18, p. 175-182, 1994.
- ALBIACH, R.; CARNET, R.; POMARES, F.; INGELMO, F. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. **Bioresource Technology**, v. 77, p. 109-114, 2001.
- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Londres: Academic Press, 1995. 576 p.
- ALEXANDER, M. **Introducción a la microbiología del suelo**. Cidade do México: D.F. Libros Y Editoriales. 1980. 491 p.
- ALVAREZ, R.; DÍAZ, R. A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O.J.; BLOTTA, L. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 33, p. 17-28, 1995.

AMADO, T. J. C.; CONCEIÇÃO, P. C.; SAPGNOLLO, E.; CAMPOS, B. H.; VEIGA, M. Potential of carbon accumulation in no-till soils with intensive use and cover crops in southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 1599-1607, 2006.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qMIC) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 22, p.251-255, 1990.

ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Degradation kinetics of biosolids organic matter after soil application and its relationship with initial chemical composition. **Bragantia**, Campinas, v. 65, p.659-668, 2006.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. Gestão pública do uso agrícola do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: CNPMA, 2000. p. 281-312.

ANGERS, D. A.; BISSONNETTE, N.; LEGERE, A.; SAMSOM, N. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v. 73, p. 39-50, 1993.

ARAÚJO, R. S.; HUNGRIA, M. **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: CNPAF, 1994. 236 p.

BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p.215-230, 2000.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p.641-649, 1998.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. V.; DICK, R. P. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 15-20, 2003.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; FONSECA, I. C. B. Avaliações de propriedades físicas de um Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto por dois anos consecutivos. **Sanare: revista técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 17, p. 94-101, 2002.

BARRETO, A. C.; FREIRE, M. B. G. S.; NACIF, P. G. S.; ARAÚJO, Q. R., FREIRE, F. J.; INÁCIO, E. S. B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 471-478, 2008.

BARROW, N. J. Testing a mechanistic model. X. The effect of pH and electrolyte concentration on borate sorption by a soil. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 40, p. 427-435, 1989.

BATISTA, I.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; BIELUCZYK, W; SCHIAVO, J. A.; ROWS, J. R. C. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, suplemento 1, p. 3377-3388, 2013.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; ELTZ, F. L. F.; VIEIRA, F. B. Cover crop effects increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 40, p.1499-1511, 2009.

BAYER, C.; DICK, D. P.; Carbon stocks in organic matter fraction an affected by land use and soil management, with emphasis on-tillage effect. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, p. 401-406, 2002.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um latossolo vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, p.677-683, 2004.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; SANGOI, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p.1473-1478, 2001.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P.R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 238, p.133-140, 2002.

BENITES, V. M. **Caracterização química e espectroscópica da matéria orgânica e suas relações com a gênese de solos da Serra do Brigadeiro, Zona da Mata Mineira**. 1998. 123 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

BENITES, V. M.; MOUTTA, R. O.; COUTINHO, H. L. C.; BALIEIRO, F. C. Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área de Mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, p. 685-690, 2010.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: CNPSo, 2003. 7 p. (Embrapa Solos. Comunicado Técnico, 16).

BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, ecosystems & environment**, Amsterdam, v. 69, p. 175-189, 1998.

BERTON, R. S.; VALADARES, J. M. A. S.; CAMARGO, O. A. BATAGLIA, O. C. Peletização de biossólidos e adição de CaCO_3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 685-691, 1997.

BHATI, J. S.; PRESTON, C. M. Carbon dynamics in forest and petland ecosystems. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 86, p.155-158. 2006.

BLANCO-CANQUI, H.; STONE, L. R.; STAHLMAN, P. W. Soil response to long term cropping systems on an Argiustoll in the central great plains. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 11, p. 602-611, 2010.

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

BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido: II - Disponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 557-568, 2004.

BOYD, S. A.; SOMMERS, L. E.; NELSON, D. W. Changes in the humic acid fraction of soil resulting from sludge application. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.1179-1186, 1980.

BRANDÃO, E. M. Os componentes da comunidade microbiana do solo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M C P.(Eds.). **Microbiologia do Solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 1-15.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, p. 3-22, 2005.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 20, p. 837-842, 1985.

BROWN, S.; ANGLE, J. S.; CHANEY, R. L. Correction of limed biosolid induced manganese deficiency on a long term field experiment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p.1375- 1384, 1997.

BÜLL, L. T.; NAKAGAWA, J. Desenvolvimento, produção de bulbos e absorção de nutrientes na cultura do alho vernalizado em função de relações cálcio: magnésio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.19, p. 409-415, 1995.

BUYANOVSKY, G. A.; ASLAM, M. WARGNER, G. H. Carbon turnover in soil physical fractios. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 1167-1173. 1994.

BYGAART, A. J.; GREGORICH, E. G.; ANGERS, D. A. Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 83, p. 363-380, 2003.

CAIRES, E. F.; CORRÊA, J.C. L.; CHURKA, S.; BARTH, G.; GARBUIO, F. J. Surface application of lime ameliorates subsoil acidity and improves root growth and yield of wheat in an acid soil under no-till system. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 63, p. 502-509, 2006.

CALDEIRA, M. V. W.; WATZLAWICK, L. F.; SCHUMACHER, M. V.; BALBINOT, R.; SANQUETTA, C. R. Carbono orgânico em solos florestais. In: SANQUETTA, C. R. ; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B.; GOMES, F. dos S. (Eds.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR/Ecoplan, 2002. p. 191-213.

CALDERÓN, F.J.; JACKSON, L. E.; SCOW, K. M. ROLSTON, D. E. Short-term dynamics of nitrogen, microbial activity, and phospholipid fatty acids after tillage. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p.118-126, 2001.

CAMARGO, F. A. de O. GIANELLO, C.; TEDESCO, M. J.; VIDOR, C. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F.A. de O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 117-137.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organicmatter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, p. 777-783, 1992.

CANELAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos humicos em solos com a

adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p.1529-1538, 2001.

CANELLAS, L. P. **Avaliação de características físico-químicas de ácidos húmicos**. 1999. 163 f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1999.

CANELLAS, L. P.; BERNER, P. G.; SILVA, S. G.; SILVA, M. B.; SANTOS, G. A.

Frações da matéria orgânica em seis solos de uma toposequência no Estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 233-143, 2000.

CANELLAS, L. P.; ESPINDOLA, J. A. A.; REZENDE, C. E.; CAMARGO, P. B.; ZANDONADI, D. B.; RUMJANEK, V. M.; GUERRA, J. G. M.; TEIXEIRA, M. G.;

BRAZ-FILHO, R. Organic matter quality in a soil cultivated with perennial herbaceous legumes. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 61, p. 53-61, 2004.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI,

F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p. 1529-1538, 2001.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G.

P.; RUMJANEK, V. M.; RESENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v. 27, p. 935-944, 2003.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2007. p. 375-470.

CARNEIRO, M. A. C.; ASSIS, P. C. R.; MELO, L. B. C.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B.; NETO, A. S. Atributos bioquímicos em dois solos de cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 38, p. 276-283, 2008.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 342-349, 2009.

CASTRO FILHO, C.; LOGAN, T.J. Liming effects on the stability and erodibility of some Brazilian Oxisols. **Soil Science Society of America Journal**, Amsterdam, v. 55, p.1407-1413, 1991.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor e carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p.527-538, 1998.

CATTELAN, A. J.; VIDOR, C. Flutuação na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 14, p. 133-142, 1990.

CAUSARANO, H. J.; FRANZLUEBBERS, A.J.; SHAW, J. N.; REEVES, D. W.; RAPER, R. L.; WOOD, C. W. Soil organic carbon fractions and aggregation in the Southern Piedmont and coastal plain. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 221-230, 2008.

CAVALLARO, N.; PADILLA, N.; VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 56, p. 63-70, 1993.

CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 62, p. 23-28, 2011.

- CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B. J. BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: The importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 831-843, 2009.
- CHAN, K. Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture ley. **Soil Science**, New Baltimore, v. 166, p. 61-67, 2001.
- CHAVEZ, L. F.; AMADO, T. J. D.; BAYER, C.; LA SCALA JÚNIOR., ESCOBAR, L. F.; FIORIN, J.; CAMPOS, B. H. C. Carbon dioxide efflux in a Rhodic Hapludox as affected by tillage systems in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 325-334, 2009.
- CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (Eds.). **Structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Lewis, 1996, p. 97-165.
- CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 52, p. 345-353, 2001.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólido em áreas agrícolas**: critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 35 p. (Manual Técnico).
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Grãos: Acompanhamento da Safra Brasileira- 2013**. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_09_10_16_05_53_boletim_portugues_setembro_2013.pdf>. Acesso em: 08 set. 2013.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Grãos: Acompanhamento da Safra Brasileira- 2014**. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_08_07_08_59_54_boletim_graos_agosto_2014.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2014.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução 375/2006**. Brasília, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>. Acesso em: 13 mar. 2010.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 777-788, 2005.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIEKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 541-549, 2008.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Ministério do Meio Ambiente, 2006. 32p.

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 425-432, 1999.

CORRÊA, J. C.; BULL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MORAES, M. H. Alteração de atributos físicos em latossolo com aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 263-272, 2009a.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; PAGANINI, W.; GUERRINI, I. A. Disponibilidade de metais pesados em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 411-419, 2008b.

CORRÊA, J. C.; FREITAG, E. E.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. C. A.; FERNANDES, D. M.; MARCELINO, R. aplicação superficial de calcário e diferentes resíduos em soja cultivada no sistema plantio direto. **Bragantia**, Campinas, v. 68, p. 1059-1068, 2009b.

CORRÊA, J. C.; MAUAD, M.; ROSOLEM, C. A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 1231-1237, 2004.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; FERNANDES, D. M.; PERES, M. G. M. Aplicação superficial de diferentes fontes de corretivos no crescimento radicular e produtividade da aveia preta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1583-1590, 2008a.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MAUAD, M.; MARCELINO, M. Correção da acidez e mobilidade de íons pela aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, p.1307-1317, 2007.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MORAES, M. H. Alteração de atributos físicos em latossolo com aplicação superficial de escória de aciaria, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, 2009c.

CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; TECCHIO, M. A. Aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário na cultura da soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p.1209-1219, 2008c.

COSTA, E. A.; GOEDERT, W. J.; SOUSA, D. M. G.; Qualidade do solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, p. 1185-1191, 2006.

COSTA, F. S., BAYER, C., ZANATTA, J. A., MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 323-332, 2008.

COSTA, F. S.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, p. 693-700, 2006.

COSTA, F. S.; LIMA, M. A. FRIGHETTO, R. T. S.; MACEDO, V. R. M.; MARCOLIN, E. Variação diária da emissão de metano em solo cultivado com arroz irrigado no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 2049-2053, 2008.

- CUNHA, T. J. F.; MACEDO, J. R.; RIBEIRO, L. P.; PALMIERI, F.; FREITAS, P. L.; AGUIAR, A. C. Impacto do manejo convencional sobre propriedades físicas e substâncias húmicas de solos sob Cerrado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 1, p. 27-36, 2001.
- D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 179-186, 2004.
- D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; CARNEIRO, M. A. C. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do Cerrado no Sul do Estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 913-923, 2002.
- DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, Oxford, v. 440, p. 165-173, 2006.
- DEBOSZ, K.; PETERSEN, S. O.; KURE, L. K. e AMBUS, P. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 19, p. 237-248, 2002.
- DESCHAMPS, C.; FAVARETTO, N. Efeito do lodo complementado com fertilizante mineral na produtividade e desenvolvimento da cultura do feijoeiro e do girassol. **Sanare: revista técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 8, p. 33- 38, 1997.
- DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; SOARES, E. M. B.; BETTIO, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido à aplicação contínua de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.701-711, 2007.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KNABNER, I. K. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant Soil**, The Hague, v. 268, p. 319-328, 2005.
- DORAN, J. W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, 765-771, 1980.

EDWARDS, A. P.; BREMNER, J. M. Microaggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v.18, p. 64-73, 1967.

ELLIOTT, E.T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorous in native and cultivated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 50, p.627-633, 1986.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

EPRON, D.; BOSC, A.; BONAL, D.; FREYCON, V. Spatial variation of soil respiration across a topographic gradient in a tropical rain forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 565–574, 2006.

EVANYLO, G. E.; MCGUINN, R. **Agricultural management practices and soil quality: measuring, assessing, and comparing laboratory and field test kit indicators of soil quality attributes**. Virginia: Polytechnic Institute and State University, 2009. 12 p.

FAGERIA, N. K. Resposta de arroz de terras altas, feijão, milho e soja à saturação por base em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, p.416-424, 2001.

FALLOON, P.; JONES, C. D.; CERRI, C. E.; AL-ADAMAT, R.; KAMONI, P.; BHATTACHARYYA, T.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K.; MILNE, E. Climate change and its impact on soil and vegetation carbon storage in Kenya, Jordan, India and Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 122, p. 114-124, 2007.

FANG, C.; MONCRIEFF, J. B. The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 155-165, 2001.

FARIAS, E. P.; ZONTA, E.; CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. Aporte de carbono solúvel pelo sistema radicular de arroz e sua influência nos teores de substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 875-882, 2005.

FEHR, W. R.; CAVINESS, C. E.; BURMOOD, D. T.; PENNINGTON, J. S. Stage of development descriptions for soybeans, *Glycine max* (L.) Merrill. **Crop Science**, Madison, v. 11, p. 929-931, 1971.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 69-116, 1997.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; CARNEIRO, M. A. C. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 907-916, 2010.

FONTAINE, S.; BAROT, S.; BARRÉ, P.; BDIOUI, N.; MARY, B.; RUMPEL, C. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. **Nature**, Londres, v. 450, p. 277-280, 2007

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F.; SALTON, J. C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, p. 847-853, 2006.

FORTIN, M. C.; ROCHETTE, P.; PATTEY, E. Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 1541-1547, 1996.

FOY, C. D.; CHANEY, R. L.; WHITE, M. C. The physiology of metal toxicity in plants. **Annual Review of Plant Physiology**, Lancaster, v. 29, p. 511-566, 1978.

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

FRANCHINI, J. C.; GONZALES-VILLA, F. J.; MIYAZAMA, M.; PAVAN, M. A. Rapid transformations of plant water soluble organic compounds in relation to cation mobilization in acid Oxisol. **Plant and Soil**, The Hague, v. 231, p. 55-63, 2001.

FRANZLUEBBERS, A. J.; ARSHAD, M. A. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 61, p.1382-1386, 1997.

FREIXO, A. A.; CANELLA, L. P.; MACHADO, P. L. O. A. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve-intra-agregado de dois Latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 445-453, 2002a.

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de latossolo do cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 425-434, 2002b.

GALDO, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção do milho em um Latossolo Vermelho eutrófico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 569-577, 2004.

GALDOS, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 347-352. 2009.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O., (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed., Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 159-170.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 361-365, 1997.

GAMA-RODRIGUES, E. F. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 227-243.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E. R. O.; CUBILLA, M.; NICOLOSO, R. S.; FRIES, M. R. Matéria seca, relação c/n e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio

em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, 27, p. 325-334, 2003.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; MCGRATH, S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soil: a review. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 30, p. 1389–1414, 1998.

GOLÇALVES R. F.; LUDOVICE, M. Alternativas de Minimização da Produção e Desaguamento de Lodo de Esgoto. In: **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: CNPMA, 2000. p. 25-44.

GOLCHIN, A.; OADES, J. M.; SKJEMSTAD, J. O., CLARKE, P. Soil structure and carbon cycling. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 32, p. 1043-1068, 1994.

GREGORICH, E. G.; BEARE, M. H.; McKIM, U. F.; SKJEMSTAD, J. O. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p.975-985, 2006.

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

GUMINSKI, S. Present days view on physiological effects induced in plant organisms by humic compounds. **Soviet Soil Science**, Moscow, v. 9, p. 1250-1255, 1968.

HATTORI, H.; MUKAI, S. Decomposition of sewage sludges in soil as affected by their organic matter composition. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokyo, v. 32, p. 421-432, 1986.

HUE, N. V. Sewage sludge. In: RECH, G. L., (Ed.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 149-168.

IAKIMENKO, O.; OTABBONG, E.; SADOVNIKOVA, L.; PERSSON, J.; NILSSON, I.; ORLOV, D.; AMMOSOVA, Y. Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components. 1. Content for humic substances and mineralization of organic carbon

and nitrogen in incubated soils. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 58, p.121-126, 1996.

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

JENKINSON, D. S.; LADD, J. M. Microbial biomass in soil: Movement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. M., (Eds.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Dekker, 1981. p. 368-386.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 42, p.1-13, 2009.

KERN, J. S.; JOHNSON, M.G. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, p. 200-210, 1993.

KLEBER M.; MIKUTTA, R. TORN, M. S.; JAHN, R. Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil horizons. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 56, p. 717-725, 2005.

KONONOVA, M. M. **Materia orgánica del suelo**: su naturaleza, propiedades y métodos de investigación. Barcelona: Oikos-tau, 1982. 364 p.

KOSUGI Y.; MITANI, T.; ITOH, M; NOGUCHI, S.; TANI, M.; MATSUO, N.; TAKANASHI, S.; OHKUBO, S.; NIK, A. R. Spatial and temporal variation in soil respiration in a Southeast Asian tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 147, p. 35-47, 2007.

KUKI, K. N. OLIVA, M. A.; COSTA A. C. The simulated effects of iron dust and acidity during the early stages of establishment of two coastal plant Species. **Water Air Soil Pollution**, Dordrecht, v. 196, p. 287–295, 2009.

KUMMER, L.; BARROS, Y. J.; SCHÄFER, R. F.; FERREIRA, A. T. S.; FREITAS, M. P.; PAULA, R. A.; DIONÍSIO, J. A. Respiração e bio massa microbiana em solos sob diferentes sistemas de uso. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 9, p. 559-563, 2008.

KUWANO, B. H.; KNOB, A.; FAGOTTI, D. S. L. MELÉM JÚNIOR, N. J. GODOY, L.; DIEHL, R. C.; KRAWULSKI, C. C.; ANDRADE FILHO, G.; ZANGARO FILHO, W.; TAVARES-FILHO, J.; NOGUEIRA, M. A. Soil quality indicators in a rhodic kandiuult under different uses in northern Parana, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 50-59, 2014.

LA SCALA JÚNIOR, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, p. 244-248, 2006.

LA SCALA JÚNIOR, N.; LOPES, A.; SPOKAS, K.; BOLONHEZI, D.; ARCHER, D. W.; REICOSKY, D. C. Short-term temporal changes of soil carbon losses after tillage described by a first-order decay model. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 99, p. 108-118, 2008.

LAL, R. Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 60, p. 158-169, 2009.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global. **Science**, New York, v. 304, p. 1623, 2004.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p.1-22, 2004.

LAL, R. Soils and the greenhouse effect. In: LAL, R. (Ed.). **Soil Carbon and the greenhouse effect**. Madison: Soil Science Society of America, 2001. p. 1-8.

LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de C orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 821-832, 2003.

LENKA, N. K.; LAL, R. Soil aggregation and greenhouse gas flux after 15 years of wheat straw and fertilizer management in a no-till system. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 126, p. 78-89, 2013.

LICHT, M. A.; AL-KAISI, M. Strip-tillage effect on seedbed soil temperature and other soil physical properties. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, p. 233-249, 2005.

LIMA, J. A.; DEFELIPO, B. V.; NOVAIS, R. F.; THIÉBAUT, J. T. L. Efeito das relações Ca:Mg e (Ca+Mg)/K na correção da acidez de dois latossolos e na produção de matéria seca do tomateiro (*Lycopersicon esculentum*, Mill) cv. 'Kada'. **Ceres**, Viçosa, v. 28, p.103-115, 1981.

LIU, Y.; LI, S. Q.; YANG, S. J.; HU, W.; CHEN, X. P. Diurnal and seasonal soil CO₂ flux patterns in spring maize fields on the Loess Plateau, China. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B - Soil and Plant Science**, Copenhagen, v. 60, p. 245-255, 2010.

LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. M. G.; CHAER, G. M.; REIS JÚNIOR, F. B.; GOEDERT, W.J. e MENDES, I. C. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 77, p. 461–472, 2013.

LORENZ, K.; LAL, R. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 88, p. 35-66, 2005.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; SCHULTZ, N.; ANJOS, L. H. C.; SILVA, E. M. R. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. **Bragantia**, Campinas, v. 69, p. 913-922, 2010.

LOURENTE, E. R. P.; MERCANTE, F. M.; MARCHETTI, M. E.; SOUZA, L. C. F.; SOUZA, C. M. A.; GONÇALVES, M. C.; SILVA, M. A. G. Rotação de culturas e relações com atributos químicos e microbiológicos do solo e produtividade do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, p. 829-842, 2010.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adições de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em

sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 175-187, 2004.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v.149, p. 84-91, 2009.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações**. 2. Ed. Piracicaba: Potafós, 1997. 319p.

MARCHIORI-JÚNIOR, M.; MELO, W. J. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 257-263, 1999.

MARQUES, M. O.; MELO, W. J.; MARQUES, T. A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura. In: TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Eds.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Sabesp, 2001. p. 365-404.

MARTINS, E. L.; CORINGA, J. E. S.; WEBER, O. L. S. Carbono orgânico nas frações granulométricas e substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico-LVAd sob diferentes agrossistemas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, p. 655-660, 2009.

MARY B.; RECOUS, S.; DARWIN, D; ROBIN, D. Interactions between decomposition of plants residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 181, p. 71-82, 1996.

MASLIN, M.; AUSTIN, P. Climate models at their limit? **Nature**, London, v. 486, p. 183-184, 2012.

MATIAS, M. C. B. S.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, F. D.; ARAUJO, S. F. Biomassa microbiana e estoques de C e N do solo em diferentes sistemas de manejo, no Cerrado do Estado do Piauí. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, 31, p. 517-521, 2009.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste/MT. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 425-433, 2003.

MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Impacto dos bio sólidos sobre o solo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; SOBRINHO, P. A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J. (Eds.). **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 243-272.

MELO, V. P.; BEUTLER, Z. M.; CENTURION, J. F.; MELO, W. J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com bio sólido. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 67-72, 2004.

MELO, W. J. MARQUES, M. O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R. A. Efeitos de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações de matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, p. 449-455, 1994.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A., (Eds.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: CNPMA, 2000. p.109-141.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do bio sólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). **Bio sólidos na agricultura**. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2001. p. 289-363.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. 1. Ed. Viçosa: UFV, 2005. 107 p.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. Bern: International Potash Institute, 1987. 687 p.

MERCANTE, F. M.; SILVA, R. F.; FRANCELINO, C. S. F. CAVALHEIRO, J. C. T.; OTSUBO, A. A. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 34, p. 479-485, 2008.

METZ, B.; DAVIDSON, O. R.; BOSCH, P. R.; DAVE, R.; MEYER, L. A. **Mitigation of Climate Change: Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 851 p.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O.; **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.1-5.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica no solo**. “Ecossistemas tropicais e subtropicais”. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 1-8.

MILORI, D. M. P. B.; GALETI, H. V. A.; LADISLAU MARTIN-NETO, DIECKOW, J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, M.; BAYER, C.; SALTON, J. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, p. 57-63, 2006.

MINHONI, M. T. A.; CARDOSO, J. B. N.; EIRA, A. F. Efeito de cinco tipos de matéria orgânica na solubilização microbiana de fosfato de rocha. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 15, p. 29-35, 1991.

MIRANDA, C. C.; CANELLAS, L. P.; NASCIMENTO, M. T. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de mata atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 905-916, 2007.

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

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

MUNEER, M.; OADES, J. M. The role of Ca-organic interactions in soil aggregate stability. III. Mechanisms and models. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 27, p. 411-423, 1989.

MUZILLI, O. Influência do plantio direto comparado ao convencional sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 95-102, 1983.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 385-392, 2004.

NASCIMENTO, P. C.; LANI, J. L.; MENDONÇA, E. S.; ZOFFOLI, H. J. O.; PEIXOTO, H. T. M. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 339-348, 2010.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. **Up-to-date weekly average CO₂ at Mauna Loa**. Disponível em:
<<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/weekly.html>.> 2 mar. 2013.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. NEVES, J. C. L. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 276-374.

OLIVEIRA, F. A.; CARMELLO, Q. A. C.; MASCARENHAS, H. A. A. Disponibilidade de potássio e suas relações com cálcio e magnésio em soja cultivada em casa-de-vegetação. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, p. 329-335, 2001.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p.505-519, 2002.

ORIGINLAB. **Scientific graphing and Analysis Software**. Version 7. OriginLab: Corporation, Northampton, 2002

PAGLIA, E. C.; SERRAT, B. M.; FREIRE, C. A. L.; VEIGA, AM M.; BORSATTO, R. S. Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, p. 94-100, 2007.

PANOSSO, A. R. MARQUES JR., J.; MILORI, D. M. B. P.; FERRAUDO, A. S., BARBIERI, D. M. PEREIRA, G. T. LA SCALA JÚNIOR., N. Soil CO₂ emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under Slash-and-burn and Green harvest. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.111, p. 190-196, 2011.

PANOSSO, A. R.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; LA SCALA JÚNIOR, N. Variabilidade espacial da emissão de CO₂ em Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar em diferentes sistemas de manejo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, p.227-236, 2008.

PANOU-FILOTHEOU, H.; BOSABALIDIS, A. M.; KARATAGLIS, S. Effects of copper toxicity on leaves of oregano (*Origanum vulgare* subsp. *hirtum*). *Annals of Botany*, London, v. 88, p.207-214, 2001.

PARTELLI, F. L.; BUSATO, J. G.; VIEIRA, H. D.; VIANA, A. P.; CANELLAS, L. P.

Qualidade da matéria orgânica e distribuição do fósforo no solo de lavouras orgânicas de café Conilon. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, p. 2065-2072, 2009.

PARTELLI, F.L.; VIEIRA, H. D.; FERREIRA, E. P. B.; VIANA, A.P.; MARTINS, M. A.; URQUIAGA, S. Chemical and microbiological soil characteristics under conventional and organic coffee production systems. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.43, p. 847-864, 2012.

PASCUAL, J. A.; ROS, M.; HERNADEZ, T.; GRACIA, C. Effect of long-term monoculture on microbiological and biochemical properties in semiarid soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 32, p. 537-552, 2001.

- PAVAN, M. A; BINGHAM, F. T. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 16, p.825-821, 1981.
- PEARCY, R. W.; EHRLINGER, J. Comparative ecophysiology of C3 and C4 plants. **Plant, Cell and Environment**, Oxford, v. 7, p. 1-13, 1984.
- PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN E. C. S. **Microbiologia**. v. 1. São Paulo: McGraw-Hill. 566 p. 1980.
- PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. M.; MCMANUS, C.; Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 567-573, 2004.
- PFENNING, L., EDUARDO, B. P., CERRI, C. C. Os métodos da fumigação-incubação e fumigação-extração na estimativa da biomassa microbiana de solo da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.16, p. 31–37, 1992.
- PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 75, p. 57-134, 2002.
- PICCOLO, A.; MBAGWU, J.S.C. Effects of different organic waste amendments on soil microaggregate stability and molecular sizes of humic substances. **Plant Soil**, The Hague, v. 123, p. 27-37, 1990.
- PICCOLO, A.; PIETRAMELLARA, G.; MBAGWU, J. S. C. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. **Geoderma**, Amsterdam, v. 75, p. 267-277, 1997.
- PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; MACHADO, P. L. O. A. Fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo e cobertura vegetal em Paty do Alferes (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p.731-737, 2004.

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

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2000. 111 p.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Eds.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas: IAC, 1997. 285 p. (Boletim Técnico, 100).

RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas, Instituto Agronômico, 1983. 31 p. (Boletim Técnico, 81).

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.1609-1623, 2007.

RAZAFIMBELO, T.; BARTHÈS, B.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; DE LUCA, E. F.; LAURENT, J. Y.; CERRI, C. C.; FELLER, C.. Effect of sugarcane residue management (mulching versus burning) on organic matter in a clayey. Oxisol from southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 115, 285–289, 2006

REICOSKY, D. C.; ARCHER, D. W. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p. 109-121, 2007.

REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J.; SCHUMACHER, T. E. Tillage-induced CO₂ loss across an eroded landscape. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, 183–194p, 2005.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. de A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. 1ª ed. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste e Embrapa Solos, 2002. 86 p.

ROSOLEM, C. A.; MACHADO, J. K.; BRINHOLI, O. Efeito das relações Ca: Mg, Ca/K e Mg/K do solo na produção de sorgo sacarino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.19, p.1443-1448, 1984.

SALINAS-GARCIA, J. R.; HONS, F.M.; MATOCHA, J. E. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 1, p.152-159, 1997.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, p. 1349-1356, 2011.

SANEPAR. **Companhia de Saneamento do Paraná**: Manual Técnico para Utilização Agrícola do lodo de esgoto no Paraná, 1997. 96 p.

SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 69-90.

SASTRE, I.; VICENTE, M. A.; LOBO, M. C. Influence of the application of sewage sludge on soil microbial activity. **Bioresource Technology**, Essex, v. 57, p.19-23, 1996.

SCHNITZER, M. Biding of humic substances by soil minerals colloids. In: HUANG; SCHNITZER, M. (Ed.). **Interactions of Soil mineral with natural organics and microbes**. Madison: Digital Library, n.17, 1986. p. 83-87.

SCHNITZER, M. Soil organic matter – next 75 years. **Soil Science**, Baltimore, v. 151, p. 41-58, 1991.

SCHWARTZ, R. C.; BAUMHARDT, R. L.; EVETT, S. R. Tillage effects on soil water redistribution and bare soil evaporation throughout a season. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, p. 221-229, 2010.

SHAN, V.; NERUD, F. Lignin degrading system of white-rot fungi and its exploitation for dye decolorization. **Canadian Journal of Microbiology**, Ottawa, v.48, p. 857-870, 2002.

SILVA, F. C. Efeito de lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, Brasília, v. 36, p. 831-840, 2001.

SILVA, F. C.; BOARATTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, C. A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 1-8, 1998.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; BERNARDES, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, p. 831-840, 2001.

SILVA, I. R. da; MENDONÇA, E. de S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Coord.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 103, p. 357-363, 2004.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I – Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 487-495, 2002.

SILVA, J. E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M., (Eds.). **Biologia dos solos dos cerrados**. Planaltina: CPAC, 1997, p. 467-524.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metal in soils. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 60, p.793-806, 2003.

SIMONETE, M. A.; KIEHL, J. C. Extração e fitodisponibilidade de metais em resposta à adição de lodo de esgoto no solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.59, p. 555-563, 2002.

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

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JR., C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 63-76, 2011.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. **Microrganismos e processos biológicos dos solo: perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA/CNPAP, 1994. 142 p. (Documentos, 45).

SIQUEIRA, J. S.; FRANCO, A. A. **Biotecnologia do solo: Fundamentos e perspectivas**. Brasília: MEC: ABEAS; Lavras: ESAL: FAEPE. 1988. 235 p.

SIX, J.; FREY, S. D.; THIES, R. K.; BATTEN, K. M. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. . **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.70, p.555-569, 2006.

SLEUTEL, S.; DE NEVE, S.; NÉMETH, T.; TÓTH, T.; HOFMAN, G. Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments. **European Journal of Agronomy**, Montpellier, v. 25, p. 280-288, 2006.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOKKY, G. (Eds.). **Soil biochemistry**. New York: Marcel Decker, 1990. p. 357-396.

SMITH, P. Land use change and soil organic carbon dynamics. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht , v. 81, p. 169-178, 2008.

SOARES, E. M. B.; SILVA, C. A.; DIAS, B. O, BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M. H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p.1231-1240, 2008.

SOARES, M. R.; CASAGRANDE, J. C.; ALLEONI, L. R. F. Adsorção de boro em solos ácidos em função da variação do pH. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, Viçosa, 2008.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. **Geoderma**, Amsterdam, v. 74, p.65-105, 1996.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. **The physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: University Press: United Kingdom and New York, 2007. 996p.

SONG, Z.; YUAN, H.; KIMBERLEY, M. O.; JIANG, H.; ZHOU, G.; WANG, H. Soil CO₂ flux dynamics in the two main plantation forest types in subtropical China. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 444, p. 363-368, 2013.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 205-274.

SOUZA, C. A.; REIS JÚNIOR, F. B.; MENDES, I. C., LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Lodo de esgoto em atributos biológicos do solo e na nodulação e produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, p. 1319-1327, 2009.

SOUZA, Z. M.; BEUTLER, A. N.; MELO, V. P.; MELO, W. J. Estabilidade de agregados e resistência à penetração em Latossolos adubados por cinco anos com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p.117-123, 2005.

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

SPARLING, G. P.; WEST, A. W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 20, p. 337-343, 1988.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford, Academic Press, 1989, 227 p.

STEVENSON, F. J. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York: John Wiley & Sons, 1985. p. 167-178.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 1 ed. New York: John Wiley & Sons, 1982. 443p.

SWIFT, R. S. Organic Matter Characterization. In: SPARKS, D. L.; PAGE, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMMER, M. E. (Eds.). **Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods**. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 1011-1069.

TAVARES, D. Lodo que vira adubo. **Globo Rural, São Paulo**, n. 210, p.58-61, 2003.

TAVARES, R. L. M. FARHATE, C. V. V., Souza, Z. M.; LA SCALA JÚNIOR, N.; TORRES, J. L. R.; CAMPOS, M. C. C. Emission of CO₂ and soil microbial activity in sugarcane management systems. **African Journal of Agricultural Research**, Olabisi, v. 10, p. 975-982, 2015.

TEIXEIRA, L. B.; OLIVEIRA, R. F.; FURLAN JUNIOR, J.; CHENG, S. S. **Comparação de composto orgânico de Barcarena com adubos orgânicos tradicionais quanto às propriedades químicas**. Belém, 2002. (Comunicado Técnico, 70).

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers**. 4. ed. New York: MacMilan Publishers, 1985. 754p.

TOMATI, U., BELARDINELLI, M., ANDREU, M., GALLI, E. Evaluation of Commercial Compost Quality. **Waste Management & Research**, Londres, v. 20, p. 389-397, 2002.

TOMBÁČZ, E.; MELEG, E. A theoretical explanation of the aggregation of humic substances as a function of pH and electrolyte concentration. **Organic Geochemistry**, Kidlington, v. 15, p. 375-381, 1990.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1173-1184, 2007.

TSAI, S. M.; BARAIBAR, A. V. L.; ROMANI, V. L. M. Efeito de fatores do solo. In:

CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Eds.). **Microbiologia do Solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 59-72.

TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Biossólidos na Agricultura. 1ª Ed. São Paulo: SABESP, 468 p. 2001.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 6. p. 703-707, 1987.

VARANINI, Z.; PINTON, R.; DE BIASE, M. G.; ASTOLFI, S.; MAGGIONI, A. Low molecular weight humic substances stimulate H⁺-ATPase activity of plasma membrane vesicles isolated from oat (*Avena sativa* L.) roots. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 153, p. 61-69, 1993.

VÁSQUEZ-MURRIETA, M. S.; GARDUÑO-MIGUELES, I.; FRANCOHERNÁNDEZ, O.; GOVAERTS, B.; DENDOOVEN, L. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 42, p. 89-98, 2006.

VAUGHAN, D.; MALCOLM, R. E. Influence of humic substances on growth and physiological process. In: VAUGHAN, D.; MALCOLM, R. E. (Eds.). **Soil organic matter and biological activity**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1985. p. 37-75.

VAZ, L. M. S.; GONÇALVES, J. L. M. Uso de biossólidos em povoamento de *Eucalyptus grandis*: Efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p.747-758, 2002.

VEEN, J. A.; LADD, J. N.; MARTIN, J. K.; AMATO, M. Turnover of carbon, nitrogen and phosphorus through the microbial biomass in soils incubated with ^{14}C , ^{15}N and ^{32}P labeled bacterial cells. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 19, p. 559-565, 1987.

VIEIRA, R. F.; CARDOSO, A. A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, p. 867-874, 2003.

VIEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, M. S.; PEREZ, D. V.; SOUSA SILVA, C. M. M. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2005.

VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; MELFI, J. A. Húmus e mineralogia dos horizontes superficiais de três solos de campo de altitude dos Estados de Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p.277-283, 1984.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. (Eds.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília CNPAF; CNPSo, 1994. p. 419-436.

WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 1930-1946, 2002.

WHALEN, J. K.; CHANG, C. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 33, p. 1011-1026, 2002.

WISEMAN, C. L. S.; PUTTMANN, W. Interactions between mineral phases in the preservation of soil organic matter. **Geoderma**, Amsterdam, v. 134, p. 109-118, 2006.

XAVIER, F. A. S.; MAIA, S. M. F.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. de SÁ. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na Chapada da Ibiapaba - CE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 247-258, 2006.

XU, M.; QI, Y. Soil-surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. **Global Change Biology**, Oxford, v. 7, p. 667-677, 2001.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factor controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, p. 117-161, 1997.