

DIEGO FERNANDO MARQUEZ PEÑA

**MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE SOLOS EMSISTEMAS
SILVIPASTORIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2015

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

M357m
2015 Marquez Pena, Diego Fernando, 19-
Matéria orgânica e nutrientes de solos em sistemas
silvipastoris / Diego Fernando Marquez Pena. – Viçosa, MG,
2015.

vii, 56f. : il. ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Teógenes Senna de Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.42-56.

1. Plantas e solo. 2. Química do solo. 3. Fertilidade do solo. 4. Solos - Teor de compostos orgânicos. 5. Agricultura familiar. 6. Sistemas agrícolas - Mata Atlântica. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas. II. Título.

CDD 22. ed. 631.4

DIEGO FERNANDO MARQUEZ PEÑA

**MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE SOLOS EM SISTEMAS
SILVIPASTORIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 12 de junho de 2015.


Emanuelle Mercedes Barros Soares


Paulo Cesar de Lima


Irene Maria Cardoso
(Coorientadora)


Teogènes Senna de Oliveira
(Orientador)

Dedico essa dissertação aos meus queridos pais Gloria Ines Peña Merchan e Tulio Enrique Marquez Lopez, aos meus irmãos Lorena, Fausto e Juan e a minha companheira Monica.

AGRADECIMENTOS

Aos meus queridos pais e irmãos que sempre me apoiaram e me ajudaram em todas as etapas da minha vida, que nunca mediram esforços para a minha formação profissional e pessoal, por todo amor, apoio e compreensão, e por depositarem em mim suas melhores perspectivas. Prá vocês meu eterno e infinito amor e gratidão.

A minha companheira e grande amiga, Monica Carvajal Vanegas, sempre presente na minha vida, pela cumplicidade, companheirismo, apoio e por seu carinho inabalável que foi capaz de compreender o quase incompreensível em nome de um amor verdadeiro.

A meu orientador, Prof. Teogenes Senna de Oliveira, por se propor a me orientar e pela credibilidade a mim confiada. Por sempre estar à disposição e me conceder uma excelente estrutura física, fundamental para realização deste trabalho. Pelo profissionalismo e por todo o aprendizado que adquiri acompanhando suas aulas na pós-graduação e durante o preparo da dissertação. Muito obrigado.

A minha co-orientadora, Profa Irene Maria Cardoso, que aceitou o convite e contribuiu valiosamente com este trabalho, pelo apoio, por seus conselhos e ensinamentos da agroecologia, fundamentais para realização deste trabalho, por seu grande espírito de luta em favor da vida e da agroecologia. Por todo o aprendizado que adquiri acompanhando suas aulas na pós-graduação. Pelos intercâmbios e oficinas com os agricultores/as de região que me propiciaram um excelente panorama da realidade da agricultura familiar no Brasil. Muito obrigado.

Ao Prof. Julio César Neves, que contribuiu valiosamente com este trabalho, pelo conhecimento transmitido, pelo apoio e contribuições durante a pesquisa e análises estatísticas. Pelos ensinamentos prestados na composição deste trabalho. Muito obrigado.

Aos membros da bancaexaminadora, ProfaEmanuelle Barros Soares e Dr. Paulo Cesar Lima, por aceitarem prontamente o convite e por contribuírem com sugestões e críticas.

Ao meu amigo Lucas Bigardi pela amizade e pela companhia nas viagens à campo, acordando cedo, dirigindo o carro e por toda boa vontade. Muito obrigado.

Aos amigos da Universidade Federal de Lavras, Aroldo Freitas, Rafael Miranda e Gil Pedro Lara, que prestaram-se a viajar comigo, me ajudando no campo, acordando cedo, dirigindo o carro, coletando amostras de solo e das árvores. Por ajudar no

laboratório, pela amizade, competência, pelos ensinamentos e gentileza. Muito obrigado.

Ao meu amigo Lucas Mendel, pela sua valiosa amizade, pela sua grande ajuda no laboratório, por todos os momentos que precisei e pude contar com a sua amizade. Muito obrigado.

A minha amiga Vanessa pelo companheirismo, carinho, apoio, estímulo, paciência e ajuda durante todo o curso de mestrado. Por tantas vezes que me ajudou no laboratório, pelos ensinamentos, conselhos, pelas boas conversas e boa vontade em ajudar. Pode contar comigo sempre.

Ao projeto de extensão-pesquisa Animais para Agroecologia, pelas oportunidades de visitas, oficinas e intercâmbios nas propriedades, possibilitando o conhecimento da realidade dos/as agricultores/as e o compartilhamento de experiências de muitos anos de trabalho em favor da construção agroecológica da região da Zona da Mata, fortalecendo a agricultura familiar. Muito obrigado.

Aos funcionários do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, pelo apoio, em especial Dani, Brás, Maurício, João e Humberto, e a todas as demais pessoas que contribuíram para tornar o ambiente de trabalho um local agradável e harmonioso.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), pela oportunidade concedida de realizar a pesquisa do mestrado, em especial ao Departamento de Solos, ao Laboratório de Matéria Orgânica e de Isótopos Estáveis. A todos os professores e funcionários.

As famílias dos agricultores Neimarcos, Alexandre e Jaci, pela paciência, amizade e por abrir as portas das suas propriedades agroecológicas para a realização desta pesquisa. Muito obrigado.

Ao Sindicato de Trabalhadores Rurais de Divino-MG pela parceria, por abrir as portas do sindicato e nos alojar nas diversas viagens realizadas durante esta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo e financiamento.

Agradeço a todos!

SUMÁRIO

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	6
2.1. Caracterização da área de estudo.....	6
2.2. Análises químicas e físicas do solo.....	9
2.2.1. Estoques total e lábil de C orgânico e N.....	9
2.2.2. C e N da biomassa microbiana do solo.....	10
2.2.3 Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível	10
2.2.4. Densidade do solo	11
2.2.5. Polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais no solo	11
2.3. Análise estatística	12
3. RESULTADOS	13
3.1. Estoques de C orgânico e N total no solo.....	13
3.2. Estoques de C e N lábil.....	17
3.3. Teores de C e N da Biomassa Microbiana	20
3.4. Teores de polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais do solo	24
3.5. Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível.....	25
4. DISCUSSÃO	28
4.1. Estoques de C Orgânico e N Totais.....	28
4.2. Estoques de C e N Lábil.....	30
4.3. Teores de C e N da Biomassa Microbiana	30
4.4. Teores de polissacarídeos, lipídios e polifenóis totais	33
4.5. Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível.....	36
5. CONCLUSÕES	40
6. ANEXOS.....	41
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42

RESUMO

MARQUEZ PEÑA, Diego Fernando, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2015. **Matéria orgânica e nutrientes de solos em sistemas silvipastoris**. Orientador: Teogenes Senna de Oliveira. Coorientadora: Irene Maria Cardoso.

Sistemas silvipastoris (SSP) são uma opção de uso do solo relevante no sequestro de C e N e na recuperação de áreas degradadas. Objetivou-se conhecer a contribuição das árvores em pastagens arborizadas sobre as frações da matéria orgânica e algumas propriedades químicas do solo. Para tanto, pastagens arborizadas com espécies nativas (SSP) e pastagens a pleno sol, bem como remanescentes florestais foram selecionadas em três propriedades de Divino-MG, Zona da Mata mineira, bioma Mata Atlântica. Nessas propriedades predominavam pastagens com gramíneas do gênero *Brachiaria* e espécies arbóreas diversas, sendo: Pau cebola (*Erythrina falcata*), Orvalheira (*Machaerium stipitatum*) e Óleo pardo (*Myroxylon peruiferum*) no sistema silvipastoril 1 (SSP1); Bico de pato (*Machaerium nycitans*), Ipê preto (*Zeyheria tuberculosa*) e Ipê amarelo (*Tabebuia alba*) no SSP2; e Jacarandá caviúna (*Dalbergia nigra*), Cinco folhas (*Sparattoperma leucanthum*) e Fedegoso (*Senna macranthera*) no SSP3. Nessas áreas, foram realizadas coletas de solo nas profundidades de 0-10, 10-30 e 30-50 cm, nas quais foram determinados o C orgânico total, N total, C e N lábeis e da biomassa microbiana, a acidez ativa e potencial, P e K disponível, Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis, polissacarídeos, lipídeos e polifenóis. Os solos dos SSP apresentaram estoques de C superiores às pastagens a pleno sol ($173,86 Mg ha^{-1}$; $103,62 Mg ha^{-1}$; $137,5 Mg ha^{-1}$, respectivamente) e intermediários em relação à floresta nativa ($148,62 Mg ha^{-1}$; $190,22 Mg ha^{-1}$; $317,45 Mg ha^{-1}$, respectivamente) na profundidade de 0-50 cm, sendo maiores no SSP1, seguido do SSP2 e SSP3. Todas as árvores contribuíram de forma diferenciada para a melhoria da qualidade do solo, enquanto umas foram mais importantes para elevar a disponibilidade de nutrientes, outras contribuíram mais para a dinâmica da matéria orgânica.

ABSTRACT

MARQUEZPEÑA, Diego Fernando, M.Sc Universidade Federal de Viçosa, June ,2015. **Soil organic matter and nutrients in silvopastoral systems**. Advisor: Teogénes Senna de Oliveira. Co-advisor: Irene Maria Cardoso.

The silvopastoral systems (SPS) are an important option to use the soil for capturing soil C and N and the recovery of degraded areas, but there is still scarcity of quantitative data. The objective was to determine the contribution of trees in pastures with trees on fractions of the organic matter and soil chemical properties. The study was carried out in pastures with native trees, pastures in full sun without trees and native forests that were selected in three properties in Divino-MG, Zona da Mata, Atlantic Forest biome. In those properties dominated graminaceous pastures of the Brachiaria grasses group and various tree species. These were the tree selected: *Erythrina falcata*, *Machaerium stipitatum* and *Myroxylon peruiferum* in the silvopastoral system 1 (SPS1); *Machaerium nycitans*, *Zeyheria tuberculosa* and *Tabebuia alba* in the SPS2; *Dalbergia nigra*, *Sparattoperma leucanthum* and *Senna macranthera* in SPS3. In those areas, collections of soil were made in the depths of 0-10, 10-30 and 30-50 cm in which were determined the total organic C, total N, C and N labile, C and N microbial biomass, active and potential acidity, available P and K, exchangeable Ca^{2+} and Mg^{2+} , polysaccharides, lipids and polyphenols. The soils of the silvipastoris systems showed stocks of C above the pastures to full sun (73,86 Mg ha^{-1} ; 103,62 Mg ha^{-1} ; 137,5 Mg ha^{-1} , respectively) and intermediaries in relation to native forest (148,62 Mg ha^{-1} ; 190,22 Mg ha^{-1} ; 177,45 Mg ha^{-1} , respectively) at 0-50 cm depth, being greater in SSP1 and SSP2, SSP3. All trees contributed in different ways to improve soil quality, while some were more important to increase the availability of nutrients, other contributed more to the dynamics of organic matter.

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU, 2012), alguns tipos de agricultura intensiva provocam a erosão em taxas, aproximadamente, 100 vezes superiores à capacidade de regeneração natural do solo, o que pode reduzir 24% a produtividade dos solos. Tal quadro exige mudanças urgentes na forma de uso e manejo do solo e a busca de alternativas ambientalmente sustentáveis e sócio-economicamente viáveis para os agricultores (Bernardino e Garcia, 2009).

No Brasil, a busca dessas alternativas precisa considerar as pastagens, já que as mesmas ocupam 173 milhões de hectares, dos quais estima-se que mais de 70% encontram-se em algum estágio de degradação. Das pastagens cultivadas no Brasil, mais de 70% são cultivadas em monocultivo com o gênero *Brachiaria*, ou seja, aproximadamente mais de 80 milhões de hectares. Desses, 90% são ocupados por uma das duas espécies: *Brachiaria brizantha* e *Brachiaria decumbens*, sofrendo com isso os prejuízos dos monocultivos (Zimmer et al., 2012).

A drástica diminuição da capacidade de suporte dessas áreas de pastagens, causada por fatores de origem antrópica ou natural, causam problemas como perda de solo por erosão, redução da disponibilidade de água no solo, perda de biodiversidade vegetal (Dias-Filho, 2011), menor capacidade de suportar estresses ambientais (Cardoso et al., 2010), alteram o balanço de carbono e nitrogênio (Cardoso, 2008; Nicoloso et al., 2008; Resende e Roselen, 2011) e estão associadas ao declínio das forrageiras (Kichel et al., 2012) e emissão de CO₂ (Houghton, 1995; Nicoloso et al., 2008), o que provoca alterações no clima.

Na Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas de 2009, em Copenhague, o Brasil assumiu, voluntariamente, o compromisso em reduzir entre 36,1% e 38,9%, as emissões de efeito estufa até 2020 (MMA, 2009), o que deu origem à Lei 12.187 de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC). Para efetivar esse compromisso, estão previstas diversas ações, entre as quais destacam-se a redução do desmatamento, a recuperação de pastagens degradadas, o aumento da área plantada com plantio direto na palha e integração pecuária-lavoura-floresta, o uso da fixação biológica de N e a promoção do reflorestamento.

Na Zona da Mata mineira, 20,5 milhões de hectares são utilizados como pastagem (IBGE 2006). A recuperação destas pastagens podem inclusive contribuir para evitar novos desmatamentos, além de ser importante por estar localizada no bioma da Mata Atlântica, um dos cinco hotspots de biodiversidade do mundo, cujos remanescentes de mata nativa encontram-se em torno de 8% (S.O.S. Mata Atlântica, 1998). A retirada das florestas naturais ocasionou a degradação dos recursos naturais (Myers et al., 2000), especialmente devido ao uso e manejo do solo de forma inapropriada à condição de relevo íngreme, característico da região.

O relevo acidentado e a extensa rede hídrica levam a ocorrência de várias áreas consideradas de proteção permanente (APPs). Essa condição, associado ao pequeno tamanho das propriedades familiares e ao modelo histórico de ocupação e uso do solo, acarreta, na maioria das vezes, no uso irregular do solo dessas APPs (Freitas et al., 2004). Grande parte das APPs são utilizadas para a produção agrícola, nem sempre de forma a manter a função ecológica das áreas. Além das pastagens estas áreas são utilizadas com café e culturas para a subsistência da família. Dentre os impactos ambientais negativos do uso da terra na região aponta-se a degradação do solo, com consequências na perda de qualidade e quantidade da água (Arraes et al., 2012) e na produtividade das culturas (Nascimento et al., 2006). Observam-se também impactos negativos nas condições sociais e econômicas das famílias rurais (Porto-Gonçalves 2006). A recuperação da produtividade do solo degradado é necessária para melhorar a sustentabilidade da agricultura (FAO, 2015).

Dentre as estratégias propostas para conciliar uso agrícola e a manutenção das funções ecológicas da terra encontram-se os sistemas agroflorestais (SAFs). Esses sistemas são definidos como formas sustentáveis de manejo de cultivo do solo que procuram aumentar os rendimentos continuamente, misturando a produção de culturas arbóreas florestais (fruteiras e outras árvores) com culturas agrícolas e/ou animais, simultaneamente ou sequencialmente, na mesma unidade de terra (Nair, 1993). Também é importante que nos SAFs haja interações ecológicas e econômicas entre os diferentes componentes e que sejam compatíveis com as práticas culturais da população local (Altieri e Farrell, 1999). O objetivo da maioria dos SAFs é otimizar os efeitos benéficos das interações do componente florestal com o agrícola ou animal, dadas as condições econômicas, ecológicas e sociais prevaletentes (Nair, 1993; Altieri et al., 1999).

O sistema silvipastoril (SSP) é um modelo de sistema agroflorestal (SAF) que possui em sua estrutura os componentes: florestal, agrícola, pastagem e/ou, animal. A composição, assim como os arranjos, espacial e temporal, podem promover inúmeras interações, ecológicas e econômicas e que devem ser estrategicamente analisadas no planejamento, implantação e manejo do sistema (Neto et al., 2010).

Na região da Zona da Mata Mineira, os SAFs com café e também com pastagens foram implementados na década de 90 por parceiros como uma importante atividade de uso da terra capaz de promover a conservação do solo. Alguns SAFs com café e também com pastagens foram testados por agricultores e agricultoras familiares da região desde então, utilizando espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica, em um processo de experimentação participativa (Souza, 2010). A partir da experimentação participativa com SAFs (Souza et al., 2010), muitas pesquisas de SAFs com café foram conduzidas. No entanto, levantamentos indicaram a baixa integração entre os SAFs e as pastagens (Freitas, 2010), procurando aprofundar os conhecimentos associados aos processos ecológicos gerados com a manutenção de diferentes espécies arbóreas nos sistemas de produção de gramíneas forrageiras (Souza et al., 2010).

Diversos estudos apontam os SAFs como importante forma de uso da terra e alternativa de manejo e conservação do solo e produtividade. Esses estudos indicam que as árvores desempenham várias funções e processos-chave no funcionamento dos agroecossistemas. A multifuncionalidade associada às árvores nos SAFs em pastagem (Cardoso et al., 2010b), permite promover: a produção de forragem, madeira, frutos, óleos, resinas, etc. (Carvalho et al., 2002; Andrade et al., 2002), o conforto térmico com diminuição dos extremos climáticos para as plantas e animais associados (Costa et al., 2006; Souza, 2009; Salla et al., 2009), o aporte de biomassa de boa qualidade para o solo (Nair, 1993; Lima et al., 2010); a melhoria do crescimento e da qualidade da forragem (Xavier et al., 2003; Xavier et al., 2011), o controle de erosão (Lima et al., 2007; Bernardino e Garcia, 2009), o aumento da infiltração de água no solo, da porosidade e da capacidade de retenção de água no solo (Lima et al., 2007; Botero et al., 2008; Aguiar, 2008; Bernardino e Garcia, 2009), a incorporação gradativa de nutrientes que antes estavam em camadas do solo inacessíveis ao capim (Lima et al., 2007; Bernardino e Garcia, 2009; Iwata et al., 2012; Radomski et al., 2012) e o incremento da atividade biológica do solo, favorecendo a resiliência (Assis Júnior et al., 2003), ou seja, a capacidade de suportar estresses ambientais (Cardoso et al., 2010b).

A resiliência está associada a diversidade dos sistemas (Perfecto e Vandermeer, 2008), e as árvores em especial atraem muita diversidade associada nos SAFs (Altieri e Farrell, 1999), que ajuda para aumentar a resiliência do ambiente (Bosa et al., 2015). Assim, conhecer a fundo as intrincadas relações do sistema quando o componente arbóreo está presente é indispensável para implementar com sucesso consórcios entre árvores nativas e culturas agrícolas que ajudem aumentar a resiliência do ambiente. Contudo, muitas das espécies arbóreas utilizadas em SAFs não são plenamente conhecidas quanto ao seu potencial de uso, o que, sem dúvida, configura uma das principais oportunidades de estudo em sistemas agroflorestais (Nair, 1993).

As diversas espécies de árvores produzem biomassa com diferentes características químicas, contribuindo distintamente no aporte de material orgânico ao solo, tanto em qualidade (recalcitrância), quanto em quantidade do material (folhas, galhos, frutos, flores) (Iwata et al., 2012; Martins et al., 2013; Duarte et al., 2013). Resíduos provenientes de algumas espécies se decompõem rapidamente, pois possuem menores teores de compostos recalcitrantes (aromáticos e alifáticos), enquanto outros são de lenta decomposição pelos microrganismos como lignina e polifenóis (Silva et al., 2011; Assis Júnior et al., 2003). A decomposição mais rápida dos resíduos pode promover uma liberação igualmente rápida de nutrientes para o solo e as plantas. Já com a decomposição lenta, os resíduos ficam mais tempo sobre o solo, protegendo a superfície do solo da ação direta das chuvas e do sol. O ideal, então, é ter uma mistura de tipos de resíduos, o que é garantido por sistemas agrícolas diversificados, possibilitando ter as vantagens de um e outro material orgânico depositado sobre a superfície (Duarte et al., 2013).

Os processos de decomposição biológica e a atividade dos organismos decompositores no solo são também influenciados pela qualidade diferenciada dos resíduos (Assis Júnior et al., 2003) e a prática agrícola utilizada. Agroecossistemas com perturbações edáfoclimáticas menores, tais como os SAFs, favorecem o crescimento de comunidades microbianas dominadas por fungos que melhoram a acumulação e equalidade da matéria orgânica do solo (MOS) (Six et al., 2006). A MOS e a atividade dos organismos do solo têm sido apontadas como características sensíveis às alterações na qualidade do solo, causadas por mudanças nos atributos físicos e químicos sem função do manejo e do uso do solo (Ducatti, 2002; Neves et al. 2007; Trannin et al., 2007; Lourente et al., 2011). Lima et al. (2010) demonstraram que os sistemas agroflorestais

propiciam melhores características químicas do solo e maior abundância e biodiversidade de espécies da macrofauna invertebrada do solo.

A incorporação paulatina de resíduos orgânicos nos SAFs é uma das influências positiva das árvores na qualidade do solo. Estudos têm mostrado que solos sob SAFs apresentam valores superiores ao das monoculturas para o conteúdo de carbono orgânico, carbono microbiano e quociente metabólico e microbiano (Silva et al., 2012; Pezarico et al., 2013; Azar et al., 2013). Segundo Leite et al. (2003), os resíduos orgânicos depositados no solo são essenciais para o balanço do carbono orgânico do solo ao longo do tempo. Além disso, Jobbàgy e Jackson (2000) demonstraram que o tipo de cobertura vegetal afeta significativamente a distribuição vertical do carbono orgânico do solo (COS). Esses autores, avaliaram três tipos de cobertura vegetal, relatando que a percentagem do COS nos primeiros 20 cm apresentou uma média de 33%, 42% e 50% dos teores do primeiro metro de profundidade, respectivamente para capoeira, pastagens e florestas. Para a capoeira, a quantidade de COS no segundo e terceiro metro foi de 77%, florestas e pastagens, os totais foram de 56% e 43% respectivamente, sugerindo que os diferentes tipos de cobertura vegetal ajudam a controlar a distribuição do COS na profundidade do solo.

Esses resultados evidenciam a importância de se planejar consórcios vegetais estratégicos entre árvores e pastagens para desempenhar funções desejadas que promovam uma maior diversidade no agroecossistema. No entanto, a falta de pesquisa, direcionamento técnico e conscientização ecológica na exploração dos recursos florestais tem acarretado prejuízos irreparáveis. Espécies de grande valor estão em vias de se extinguirem, assim como os representantes da fauna que dependem dessas espécies, estão também condenados. A flora nativa, há milhares de anos interagindo com o ambiente, passou por um rigoroso processo de seleção natural que gerou espécies geneticamente resistentes e adaptadas ao nosso meio. Contudo, a falta de estudos é a causa principal pela qual muitas árvores nativas ainda não possuem expressão econômica e científica de suas interações ecológicas, sendo, entretanto, eventualmente cultivadas em propriedades de agricultura familiar por todo o país. O conhecimento da aptidão ecológica das espécies nativas é muito importante na implantação, contribuindo decisivamente para o seu sucesso (Lorenzi, 1992). Assim, a geração de desconhecimentos sobre os efeitos das árvores nativas em SAFs pode auxiliar no manejo adequado das pastagens, já que a presença das árvores no sistema de produção causa modificações na

qualidade do pasto (Rodrigues, 2012; Coelho, 2012), assim como na qualidade do solo (Neves et al., 2007; Cardoso et al., 2009; Souza et al., 2010; Pezarico et al., 2013).

O potencial de uso e as funções das árvores, principalmente nativas, nos SAFs nem sempre são conhecidas e precisam ser melhor estudadas (Nair, 1993). Em especial no Bioma Mata Atlântica, estudos precisam ser realizados para avaliar o potencial das árvores nativas na melhoria da qualidade do solo, incluindo a fertilidade do solo e a atividade microbiana, a contribuição na distribuição vertical do carbono orgânico e nitrogênio do solo, dentre outros aspectos.

Tais estudos podem contribuir para reverter o quadro de degradação das pastagens em monocultivo a pleno sol da região, o que impacta os poucos remanescentes de Mata na região e não contribuem para sua preservação. Além disso, a mudança de cobertura vegetal, associada ao monocultivo, impede a migração da maioria dos organismos entre os poucos fragmentos de mata nativa (Vandermeer e Perfecto 2007). Em contraste, sistemas agroflorestais podem ser usados como zonas tampão entre fragmentos de floresta tropical e como corredores de migração pela interligação de fragmentos florestais (Vandermeer e Perfecto 2007; Harvey et al, 2008; McGinty et al 2008).

Diante do exposto e considerando que as árvores proporcionam efeitos variáveis no solo, dependendo tanto da espécie arbórea considerada como do nível de melhoramento do solo imposto pelas espécies arbóreas associadas, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes espécies arbóreas nativas em pastagens sobre as frações da matéria orgânica e algumas propriedades químicas do solo.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido em propriedades de agricultores familiares localizadas em Divino, na Zona da Mata Mineira, sudeste de Minas Gerais, bioma Mata Atlântica. O clima da região é temperado úmido de inverno seco e verão morno (Köppen e Geiger, 1928), com temperatura média de 18°C (INMET, 2009). A precipitação média anual é de 1.600 mm, apresentando um período mais seco (maio a outubro) e outro mais chuvoso (de novembro a abril), com precipitação anual média de 1200 mm (Mello et al., 2007). Na região predominam Latossolos Amarelos distróficos

(IBGE, 2001), em geral profundos, bem drenados, ácidos e com baixa disponibilidade de nutrientes (Ker, 1995). O relevo da região é acidentado sendo caracterizado pelos “mares de momos” de formas alongadas, tipo cristas, predominando colinas alongadas com topos convexos, cuja altitude média decresce progressivamente até 300m. Nesse relevo colinoso destacam-se pontões e linhas de cume mais elevado (Noce et al., 2006).

A seleção das propriedades foi efetuada considerando-se aspectos de similaridade entre altitudes de 800 e 1000 m e áreas de estudo localizadas no terço médio de encostas convexas. Além desses critérios, considerou-se também o histórico de envolvimento desses agricultores com atividades e experimentação participativa de implantação de sistemas agroflorestais na região desde 1994/1995. Essas atividades envolveram as organizações dos trabalhadores rurais da Zona da Mata Mineira, o Centro de Tecnologias Alternativas da Zona da Mata (CTA-ZM) e a Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Os sistemas silvipastoris (SSPs) selecionados estão localizados em propriedades caracteristicamente familiares e implantados há aproximadamente 15 anos com pastagem plantada de *Brachiaria decumbens*, sob pastejo contínuo de gado bovino em regime extensivo e sem manejo de fertilidade, sendo destinados a produção de leite. Antes de ser implementado os SSPs nas áreas de estudo, o uso do solo foi o de cultivo tradicional de milho e feijão. Nessas propriedades predominavam pastagens com árvores de diferentes espécies, o que levou a seleção daquelas em que havia um número mínimo de cinco exemplares e alguns aspectos o mais similares possível, tais como: posição no relevo, diâmetro a altura do peito, altura de copa e similaridade de diâmetro de copa (Tabela 1).

Na primeira propriedade (20°30'53,69" S, 42° 5'56,96" W, altitude de 927 m), o sistema silvipastoril (2,7 ha e 2,2 unidades animal ha⁻¹) era composto das seguintes espécies (SSP1): Pau cebola (*Erythrina falcata* Benth.), Orvalheira (*Machaerium stipitatum* Vog.) e Óleo pardo (*Myroxylon peruiferum* L.f.). Na segunda propriedade (20°40'56,08" S, 42° 7'48,63" W, altitude 1.030 m), exemplares de Bico de pato (*Machaerium nycitans* Benth.), Ipê preto (*Zeyheria tuberculosa* Bur.) e Ipê amarelo (*Tabebuia alba* Sandw.), compunham predominantemente o segundo sistema silvipastoril (SSP2, 2,2 ha e 2,7 unidades animal ha⁻¹). As espécies Jacarandá caviúna (*Dalbergia nigra* Fr. Ali. ex Benth.), Cinco folhas (*Sparattosperma*

leucanthumSchum.) e Fedegoso (*Senna macranthera*lrwin et Barn.), foram as espécies selecionadas na terceira propriedade (20°39'23,21" S, 42°13'28,6" W, altitude de 890 m), caracterizando o terceiro sistema estudado (SSP3, 1,5 ha e 2 unidade animal ha⁻¹). As espécies arbóreas foram identificadas a partir de reconhecimento preliminar em campo pelo agricultor (nome vulgar) e após comparadas com a literatura científica e consulta de especialistas do herbário da Universidade Federal de Lavras, sendo identificadas pelo nome científico.

As principais informações das espécies arbóreas selecionadas encontram-se na Tabela 1. A circunferência à altura do peito (CAP) foi medida com fita métrica e a altura total das árvores por vara graduada. O diâmetro de copa de cada árvore também foi determinado utilizando-se uma trena e, a partir do diâmetro, foi calculada a área da copa.

Amostras de solo, deformadas e indeformadas, foram coletadas sob as copas das árvores (áreas sombreadas), a pleno solo e em áreas de floresta nativa. Nos SSPs, as áreas amostradas foram subdivididas em subáreas homogêneas, levando-se em conta a vegetação (pastagem arborizadas e pastagem a pleno sol), a posição topográfica (meia encosta) e as características perceptíveis do solo (cor, textura e condição de drenagem). Sob a copa das árvores, as amostragens foram realizadas nas direções norte, sul, leste e oeste e a uma distância do caule equivalente a duas vezes a circunferência a altura do peito (CAP). As amostras deformadas em cada uma das direções dos exemplares de cada espécie de árvores formaram amostras compostas, correspondendo os exemplares de cada espécie às repetições. Ainda nas pastagens, em áreas não arborizadas (pastagem a pleno sol) e em área de floresta nativa próxima, foram selecionados cinco pontos de amostragem de solos em cada área, correspondendo cada ponto a uma repetição. Todas amostras deformadas e indeformadas foram coletadas nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm e 30-50 cm, utilizando-se trado holandês ou amostrador de uhländ. Posteriormente foram secas ao ar, peneiradas e armazenadas para análise.

Tabela 1. Diâmetro altura do peito (DAP), altura, área de projeção de copa e características botânicas de espécies arbóreas em sistemas silvipastoris de propriedades familiares em Divino-MG

Espécies arbóreas	DAP (cm)	Altura (m)	APVC (m ²)	Família	Informações botânicas
Sistema silvipastoril 1 (SSP1)					
<i>E. falcata</i>	29,59	12,14	24,46	Leguminosae	Planta decídua, heliófita, pioneira.
<i>M. stipitatum</i>	30,23	13,1	51,12	Leguminosae	Planta semidecídua, heliófita.
<i>M. peruiferum</i>	27,25	13,2	34,24	Leguminosae	Planta semidecídua, heliófita.
Sistema silvipastoril2 (SSP2)					
<i>M. nycitans</i>	35,43	26,8	38,96	Leguminosae	Planta semidecídua, heliófita, pioneira.
<i>Z. tuberculosa</i>	24,51	14,6	31,35	Bignoniaceae	Planta semidecídua, heliófita, pioneira.
<i>T. alba</i>	19,51	11,4	20,94	Bignoniaceae	Planta decídua, heliófita.
Sistema silvipastoril3 (SSP3)					
<i>D. nigra</i>	21,55	11	60,18	Leguminosae	Planta decídua, heliófita,
<i>S. leucanthum</i>	19,5	7,8	54,2	Bignoniaceae	Planta semidecídua, heliófita, pioneira.
<i>S. macranthera</i>	18,94	7,9	54,45	Leguminosae	Planta semidecídua ou decídua durante o inverno, heliófita, pioneira.

Valores médios de altura; diâmetro altura do peito (DAP) e área de projeção vertical da copa (APVC).

2.2. Análises químicas e físicas do solo

2.2.1. Estoques total e lábil de C orgânico e N

O carbono orgânico total (COT) foi determinado em TFSA por meio da oxidação da matéria orgânica via úmida com $K_2Cr_2O_7$ em meio sulfúrico (Walkley-Black, 1934), utilizando uma fonte de calor externa (Yeomans e Bremer, 1988), titulando-se o excesso de $K_2Cr_2O_7$ com $Fe(NH_4)_2(SO_4)2.6H_2O$. O N total foi extraído por meio de digestão sulfúrica com mistura digestora e determinado por destilação na presença de $NaOH$ 10 mol L^{-1} e H_3BO_3 , titulando-se o destilado com HCl $0,05\text{ mol L}^{-1}$ (Tedesco et al., 1995).

O carbono orgânico e N lábil (COL e NL) foram extraídos com solução de KMnO_4 $0,033 \text{ mol L}^{-1}$, após agitação e centrifugação por 5 minutos a 500 g ($\text{FCR}_{\text{média}}$). A quantificação do COL foi realizada em espectrofotômetro a 565 nm (Blair et al., 1995) e o NL de forma semelhante ao NT (Tedesco et al., 1995).

Os estoques de COT, COL, NT e NL foram calculados pela expressão (Veldkamp, 1994): $\text{Est.} = (\text{teor} \times \text{Ds} \times e) / 10$, onde: Est. é o estoque em determinada profundidade ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$); teor é o teor de C ou N na profundidade amostrada, em $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; Ds é a densidade do solo da profundidade, em $\text{kg} \cdot \text{dm}^{-3}$; e e é a espessura da camada considerada, em cm. Posteriormente, fez-se a correção dos estoques do solo pelas diferenças de massas de solo, conforme Sisti et al. (2004): $CS = \sum_{i=1}^{n-1} Cti + \{Mtn - (\sum_{i=1}^n Mti - \sum_{i=1}^n Msi)\} \cdot Ctn$, onde: CS é o estoque de C total corrigido em função da massa de solo de uma área de referência em $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$; $\sum_{i=1}^{n-1} Cti$ é o somatório dos estoques de C do solo da primeira à penúltima camada amostrada na situação considerada, em $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$; Mtn é a massa do solo da última camada amostrada na situação estudada, em $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$; $\sum_{i=1}^n Mti$ é o somatório da massa total do solo amostrado sob determinada situação, em $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$; $\sum_{i=1}^n Msi$ é o somatório da massa total do solo na área de referência, em $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$; e Ctn é o teor de C do solo na última camada amostrada ($\text{Mg C} \cdot \text{Mg}^{-1}$ de solo).

2.2.2. C e N da biomassa microbiana do solo

O carbono e o nitrogênio microbianos (C_{mic} e N_{mic}) foram determinados pelo método de irradiação-extração, utilizando como fonte de irradiação forno de micro-ondas (Islam e Weil, 1998; Brookes et al., 1982) e extrator K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. A quantificação do C_{mic} e N_{mic} foi semelhante ao COT e NT (Yeomans e Bremner, 1998; Tedesco et al., 1995), porém sem aquecimento externo no caso do C_{mic} e concentrações do $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4) \cdot 2,6\text{H}_2\text{O}$ de $0,066$ e $0,003 \text{ mol L}^{-1}$, respectivamente. O fator de conversão (Kc) usado para converter o fluxo de C para C da biomassa microbiana foi de 0,33 (Sparling e West, 1998). O quociente microbiano (qMIC) foi calculado pela relação percentual entre os teores de C_{mic} e COT $[(C_{mic}/\text{COT}) \times 100]$ (Sparling, 1992).

2.2.3. Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível

O cálcio (Ca^{2+}), Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis foram extraídos com solução de KCl 1,0 mol L^{-1} e determinados por espectrometria de absorção atômica. P disponível e K^{+} trocáveis foram extraídos com Mehlich-1 e determinados por colorimetria e fotômetro de chama, respectivamente. $\text{H}^{+} + \text{Al}^{3+}$ foram extraídos com $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca} \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0,5 mol L^{-1} e quantificados por titulometria com NaOH 0,025 mol L^{-1} . O pH em água foi determinado por potenciometria na proporção solo:solução de 1:2,5 (EMBRAPA, 1997).

2.2.4. Densidade do solo

Para a determinação da densidade do solo foram coletadas amostras indeformadas através de um amostrador de uhlând conforme Ruiz (2005).

2.2.5. Polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais no solo

Para a determinação dos teores de polissacarídeos totais no solo (PST) utilizou-se um pré-tratamento das amostras com H_2SO_4 12 mol L^{-1} , à temperatura ambiente, seguida por hidrólise com H_2SO_4 0,5 mol L^{-1} . Para isso, 0,5 g de solo TFSA passada por peneira de 0,2 mm (62 mesh) foram transferidas para erlenmeyer de 250 mL, ao qual foram adicionados 4 mL de H_2SO_4 12 mol L^{-1} . Depois de duas horas de repouso foram adicionados 92 mL de água destilada para diluição da solução de H_2SO_4 a 0,5 mol L^{-1} . Logo em seguida, o frasco foi autoclavado por uma hora a 103 kPa, produzindo temperatura de aproximadamente 121 °C. Depois de frio, o conteúdo foi filtrado em papel-filtro quantitativo de filtragem lenta para um balão volumétrico de 250 mL, utilizando água destilada para lavar os resíduos até completar o volume do balão. Desse conteúdo, foi pipetado 1 mL e transferido para um tubo de ensaio e, logo em seguida, foi adicionado 1 mL de solução de fenol a 5% (massa/volume), seguido pela adição de 5 mL de H_2SO_4 concentrado (96%, massa/massa). Depois de 10 min de repouso, os tubos de ensaio foram colocados em bandeja com água (25–30 °C) por 25 min. As soluções tiveram suas absorbâncias medidas em um espectrofotômetro a 490 nm. A conversão dos valores de absorbância em polissacarídeos, em g kg^{-1} , foi realizada a partir de uma curva padrão (2, 4, 8, 16, 32 e 64 $\mu\text{g L}^{-1}$) construída com valores de absorbância e concentrações iniciais conhecidas de glicose, conforme Lowe (1993).

Os lipídeos totais do solo foram determinados pelo método de extração contínua Soxhlet, a partir de modificações dos métodos utilizados por Bull et al. (2000), Naafs et al. (2004) e Nierop et al. (2005). Nesses estudos, o extrato dos lipídeos totais (ELT) do

solo foi obtido utilizando o sistema de extração Soxhlet optando-se por utilizar n-hexano como extrator no lugar da mistura diclorometano/metanol (9:1, v/v) durante oito horas ao invés de 24 h. Utilizou-se 5 g de solo TFSA passada por peneira de 0,2 mm (60 mesh), transferidos para cartuchos de filtro com lã de vidro. Após adição de n-hexano que circulou sobre a amostra em análise, arrastando a fração lipídica, foi feita a extração até evaporação máxima do solvente orgânico. Após esse período, o ELT foi seco em estufa à 105°C durante 2 horas e em seguida pesado. A extração foi feita em duplicatas de laboratório visando minimizar a variação dos resultados.

Para determinação de polifenóis totais foi utilizado 4 g de solo TFSA macerado e peneirados em 0,2mm (60 mesh), transferidos para erlenmeyers de 150 ml adicionando 40 ml de solução de metanol 30%(v/v), fechando-os com papel filme e os colocando em agitador horizontal durante 4 horas para a extração dos polifenóis. Logo após o conteúdo dos erlenmeyers foi transferido para tubos falcon e centrifugado a 2000g durante 15 minutos, em seguida foram filtrados em balões de 50 ml e o resíduo lavado com solução de metanol até completar o volume do balão. Desses balões foi retirada uma alíquota de 10 ml para tubos de falcon seguida de adição de 10 ml de água destilada, 1,0 ml de reagente de Folin-Ciocalteu composto de uma mistura de ácido fosfotúngstico ($H_3PW_{12}O_{40}$) e ácido fosfomolibdico ($H_3PMo_{12}O_{40}$), e 3,0 ml de Na_2CO_3 . Os tubos foram deixados em repouso durante uma hora e em seguida centrifugados por 4 minutos a 2000g para sedimentar precipitados formados durante o repouso, e imediatamente foi lida a absorbância de cada amostra em espectrofotômetro no comprimento de onda de 750 nm. Para a conversão dos valores de absorbância em polifenóis, em $mg\ kg^{-1}$, foi feita a partir de uma curva padrão ($0,468 e 0,4\ \mu g/ml$) construída com valores de absorbância e concentrações iniciais conhecida de ácido vanílico, conforme Lowe (1993).

2.3. Análise estatística

Os dados obtidos foram analisados considerando o esquema inteiramente casualizado, no delineamento de parcelas sub-divididas, com restrição à causalização da sub-parcela, para cada uma das três situações estudadas (Tabela 2). As diferentes espécies de árvores constituíram os tratamentos da parcela e as profundidades das camadas de solo (0-10, 10-30 e 30-50 cm), constituíram os tratamentos da sub-parcela. Amostras também foram coletadas em áreas de mata nativa próximas nas mesmas profundidades. Adotou-se um número de cinco repetições,

As comparações entre as medias dos tratamentos correspondentes aos efeitos e respectivos desdobramentos foram feitas pelo teste Duncan, até 5% de probabilidade, utilizando-se os erros apropriados para cada tipo de comparação. Os contrastes espécie arbórea vs mata, com grau de liberdade unitário, foram testados pelo teste F, até 5% de probabilidade.

Tabela 2. Esquema de análise de variância para avaliação das variáveis determinadas nos sistemas silvipastoris em diferentes profundidades em Divino-MG

Fonte de variação	Graus de liberdade
Espécies (Esp)	4
Resíduo A (Resíduo para testar espécies)	20
Profundidade (Prof)	2
Resíduo B (Prof*Sub-parcela) (Residuo para testar Prof)	8
Especie*Profundidade	8
Resíduo C (Para Testar EspxProf)	32
Total	74

3. RESULTADOS

3.1. Estoques de C orgânico e N total no solo

De modo geral, os maiores estoques de C orgânico (COT) e N total (NT) foram observados na área de floresta nativa para todas as situações e profundidades avaliadas, a exceção dos estoques de NT no SSP2 que não se diferenciaram. É na camada de 0-10 cm que se encontram os maiores estoques de COT e NT, reduzindo proporcionalmente até a camada de 30-50 cm de profundidade (Figura 1).

Os estoques de COT nas pastagens das três propriedades agrícolas foram maiores nos solos sob influência direta das espécies arbóreas ($P < 0,05$), comparativamente ao solo das pastagens a pleno sol. Os estoques de NT nos solos das pastagens sob de *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum* (SSP1) e *S. macranthera* (SSP2) foram maiores ($P < 0,05$) que os solos das pastagens a pleno sol ou, então, similares ($P < 0,05$) sob as outras espécies arbóreas avaliadas nas pastagens.

Aumentos dos estoques de COT em todos os três SSPs estudados foram constatados em relação à pastagem a pleno sol ($73,86 \text{ Mg ha}^{-1}$; $103,62 \text{ Mg ha}^{-1}$; $137,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente) na profundidade de 0-50 cm, sendo maiores no SSP1, seguido do SSP2 e SSP3. No SSP1 esses aumentos foram 84% maiores nos solos sob *M. stipitatum* ($136,11 \text{ Mg ha}^{-1}$), 62% em *M. peruiferum* ($120,04 \text{ Mg ha}^{-1}$) e 52% em *E. falcata* ($112,70 \text{ Mg ha}^{-1}$). No SSP2, os aumentos foram menores, em torno de 37% nos solos sob de *T. alba* ($142,94 \text{ Mg ha}^{-1}$), 36% sob *Z. tuberculosa* ($141,64 \text{ Mg ha}^{-1}$) e 14% sob *M. nyctitans*

(118,09 Mg ha⁻¹; Figura1). Já no SSP3, os aumentos em relação a pastagem a pleno sol foram de 20% nos solos sob *S. macranthera* (166,11 Mg ha⁻¹), 13% de *D. nigra* (156,25 Mg ha⁻¹) e 1% de *S. leucanthum* (139,61 Mg ha⁻¹) (Figura1). Entretanto, quando se considera quantitativamente, os estoques são maiores no SSP3, seguido do SSP2 e SSP1, o que permite estabelecer que os maiores aumentos estão associados às situações de menores estoques, o que leva a destacar o papel das árvores como recuperadoras dos estoques de C orgânico (Figura 1).

Quanto a NT, houve também aumentos dos estoques em todos os três SSPs estudados, comparativamente à pastagem a pleno sol, considerando a profundidade de 0-50 cm, porém não com a mesma intensidade para todas as espécies. No SSP1 estes aumentos foram de 26% nos solos sob *M. stipitatum* (13 Mg ha⁻¹), 21% sob *M. peruiferum* (12 Mg ha⁻¹) e 10% sob *E. falcata* (10 Mg ha⁻¹). No SSP2, esses aumentos foram um pouco menores, em torno de 24% no solo sob *T. alba* (14 Mg ha⁻¹) e 6% sob *Z. tuberculosa* (12 Mg ha⁻¹), enquanto nos solos sob influência de *M. nyctitans* constatou-se uma redução de 9% (10 Mg ha⁻¹) em relação à pastagem a pleno sol (11,07 Mg ha⁻¹). No SSP3 os aumentos foram de 27 %, 12% e 7% nos solos sob influência de *S. macranthera* (11 Mg ha⁻¹), *D. nigra* (10 Mg ha⁻¹) e *S. leucanthum* (9 Mg ha⁻¹; Figura2), respectivamente.

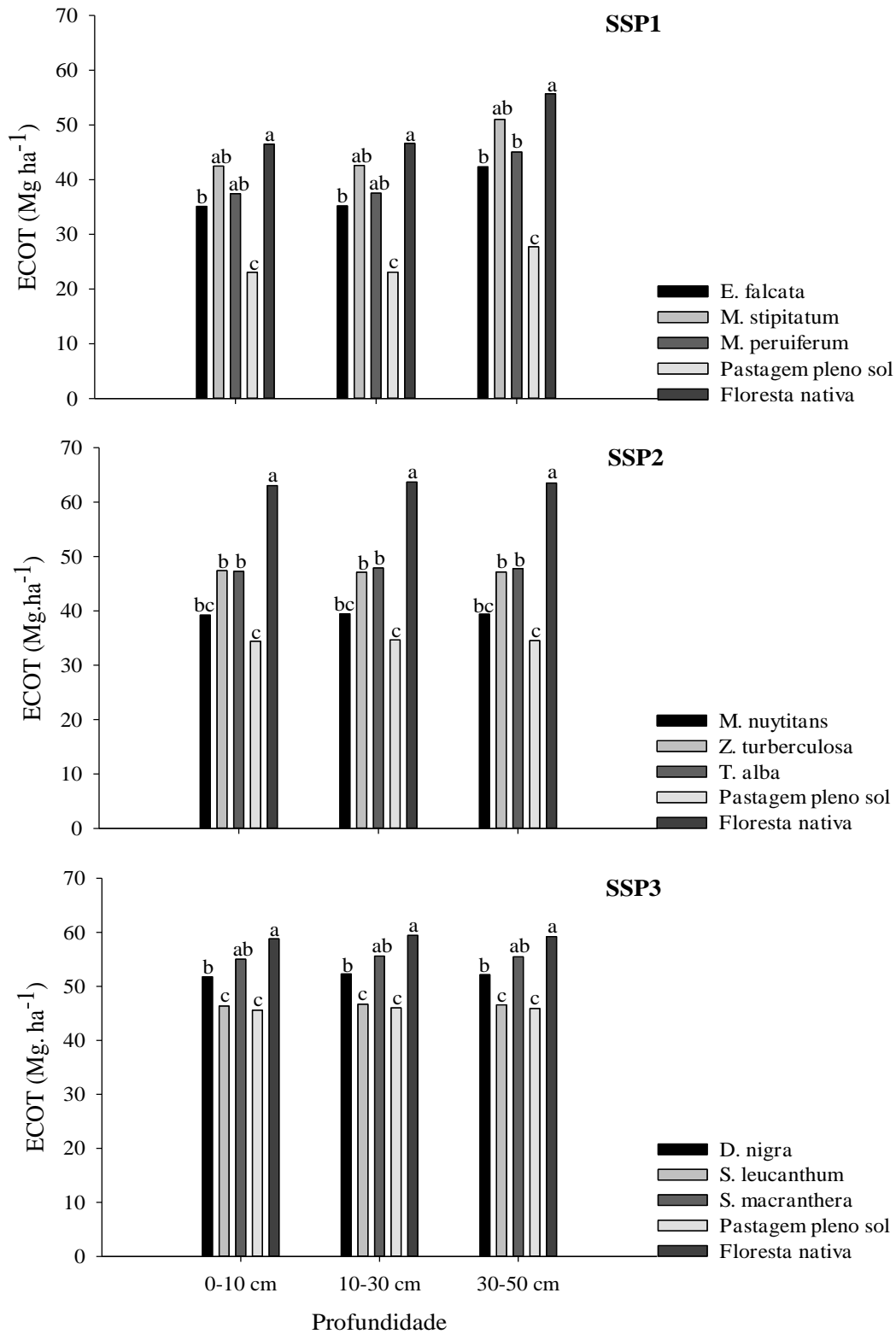


Figura 1. Estoques de carbono orgânico total (ECOT) nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 cm em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nuytitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*. Médias seguidas de mesma letra nas camadas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

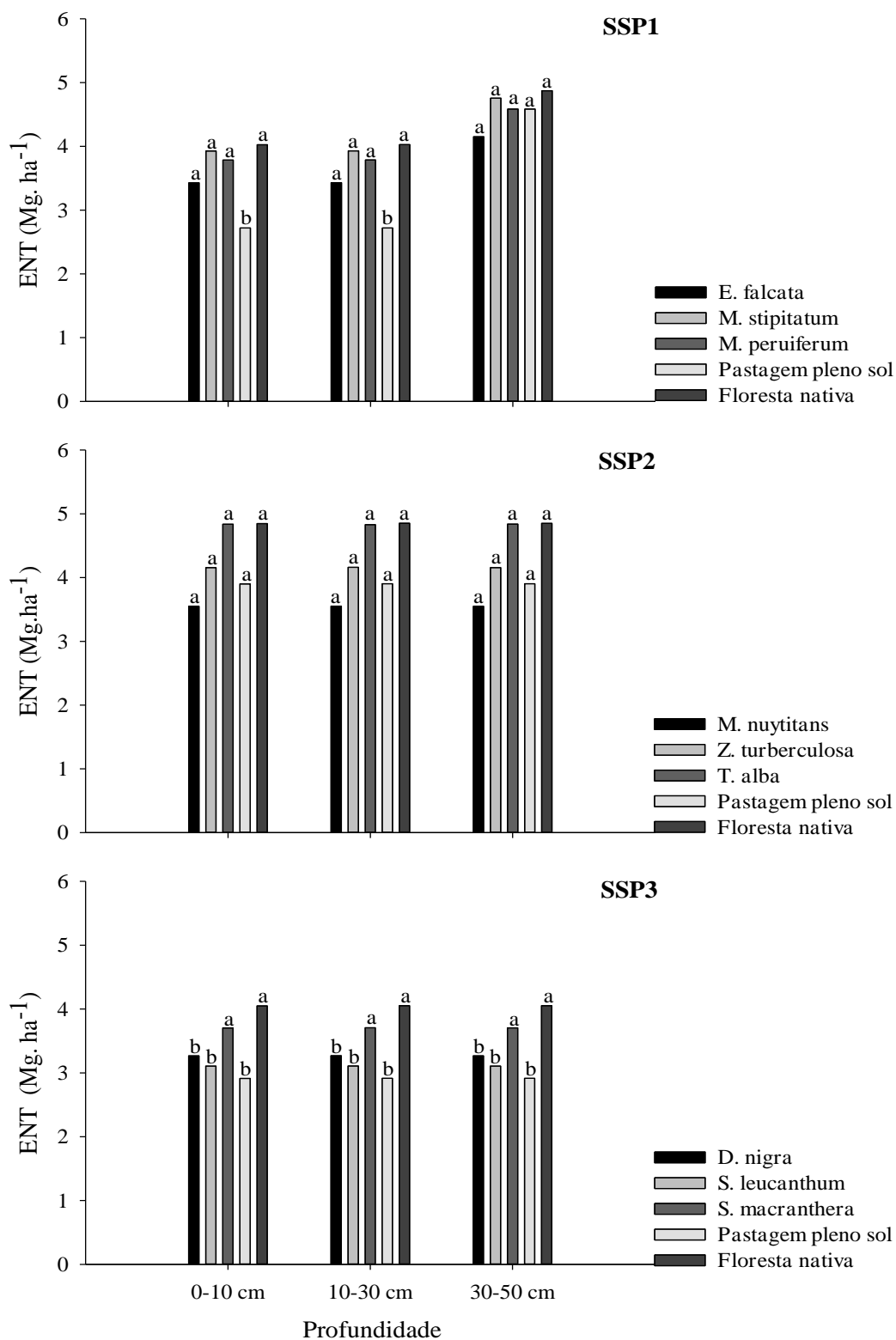


Figura 2. Estoques de nitrogênio total (ENT) nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 cm em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nuytitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*. Médias seguidas de mesma letra nas camadas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

3.2. Estoques de C e N lábil

Os maiores estoques de carbono (CL) e nitrogênio lábil (NL) foram constatados nas áreas de floresta nativa em todas as propriedades estudadas, havendo, no entanto, exceções quanto a semelhança estatística com algumas espécies arbóreas em todos os SSPs estudados. Nas profundidades de 0-10 cm, os estoques de CL e NL foram maiores, proporcionalmente, já que a espessura das camadas considerada no cálculo dos estoques é diferente, sendo a espessura da primeira camada de 10 cm e a espessura da segunda e terceira camada de 20 cm. Em SSP1 houve aumentos dos estoques de CL e NL na camada de 30-50 cm, o que não foi observado no SSP2 e SSP3, nos quais os estoques das camadas de 10-30 e 30-50 cm mantiveram-se semelhantes ($P < 0,05$; Figura 3).

Apenas nos solos sob influência de *M. stipitatum* não houve, em nenhuma das profundidades, diferenças dos estoques de CL no SSP1, quando comparado à floresta nativa, sendo maiores nos solos sob floresta nativa nos demais SSPs ($P < 0,05$). Em relação à pastagem a pleno sol, os estoques de CL foram maiores ($P < 0,05$) nos solos sob influência de *M. peruiferum* e *E. falcata* nas profundidades de 0-10 e 10-30 cm (Figura 3).

Considerando a profundidade de 0-50 cm, constataram-se reduções dos estoques de CL em relação à floresta nativa em torno de 42% nos solos sob *E. falcata*, 30% sob *M. peruiferum* e 0,4% sob *M. Stipitatum*, enquanto que nas pastagens a pleno sol a redução foi de 48%. Comparativamente às pastagens a pleno sol, observou-se um aumento de 12% nos estoques de CL nos solos sob a influência de *E. falca*, 35% sob a influência de *M. peruiferum* e 93% sob a influência de *M. stipitatum* (Figura 3).

Os estoques de NL foram maiores ($P < 0,05$) nas camadas 0-10 e 10-30 cm nos solos do SSP1 comparativamente às pastagens a pleno sol, enquanto na camada de 30-50 cm não foram identificadas diferenças nos estoques de NL entre os diferentes usos do solo.

Na profundidade de 0-50 cm houve reduções nos estoques de NL, em relação a floresta nativa, da ordem de 30%, 5% e 48%, respectivamente para os solos sob *M. peruiferum*, *E. falca* e em pastagens a pleno sol, enquanto houve um aumento de 7% nos solos sob *M. stipitatum*. Quando se consideram os solos sob pastagens a pleno sol, observou um aumento de 34% dos estoques de NL nos solos sob *M. peruiferum*, 81% para *E. falca* e 107% para *M. stipitatum* (Figura 4).

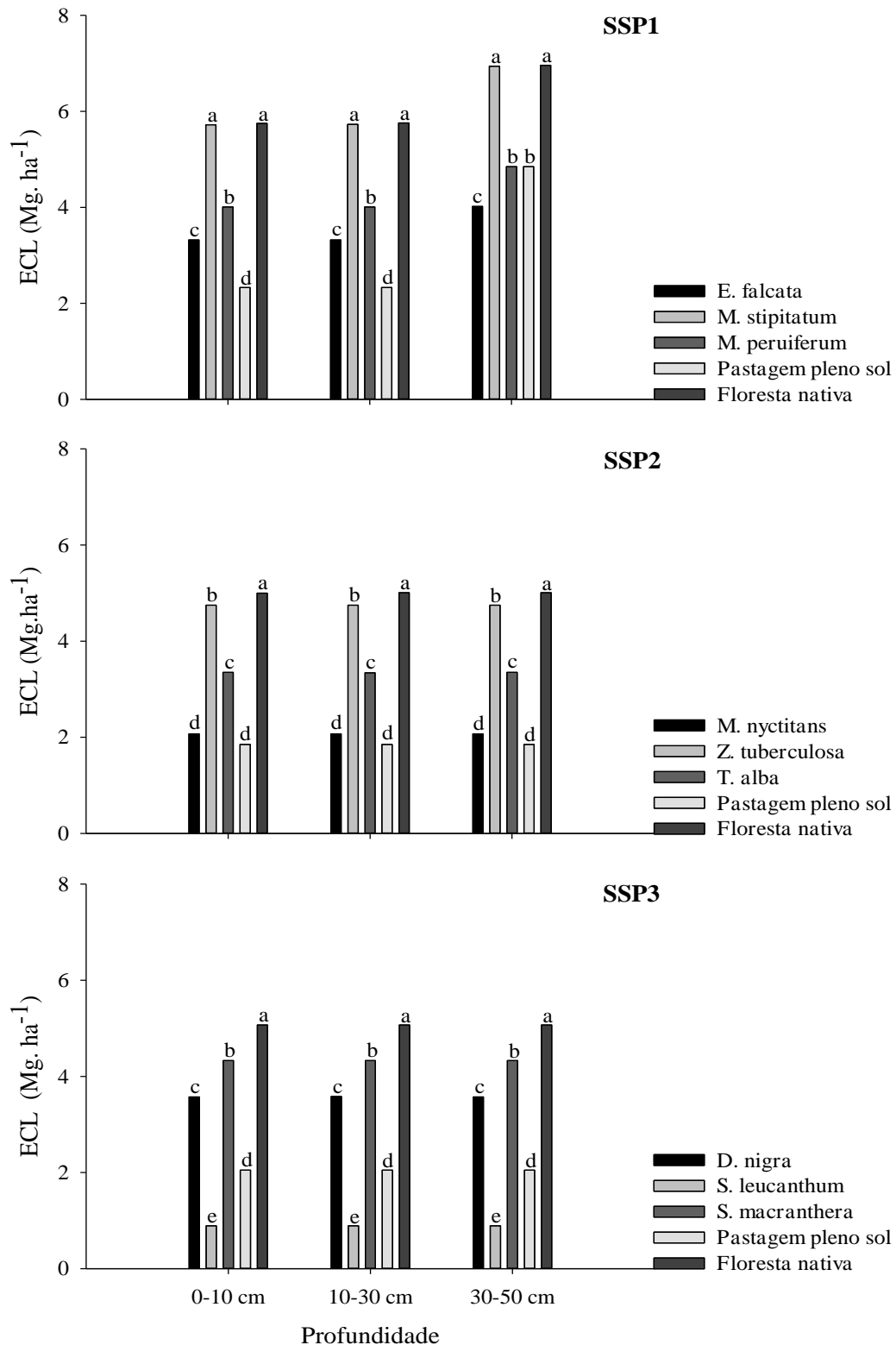


Figura3. Estoques de carbono lábil (CL) nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*. Médias seguidas de mesma letra nas camadas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

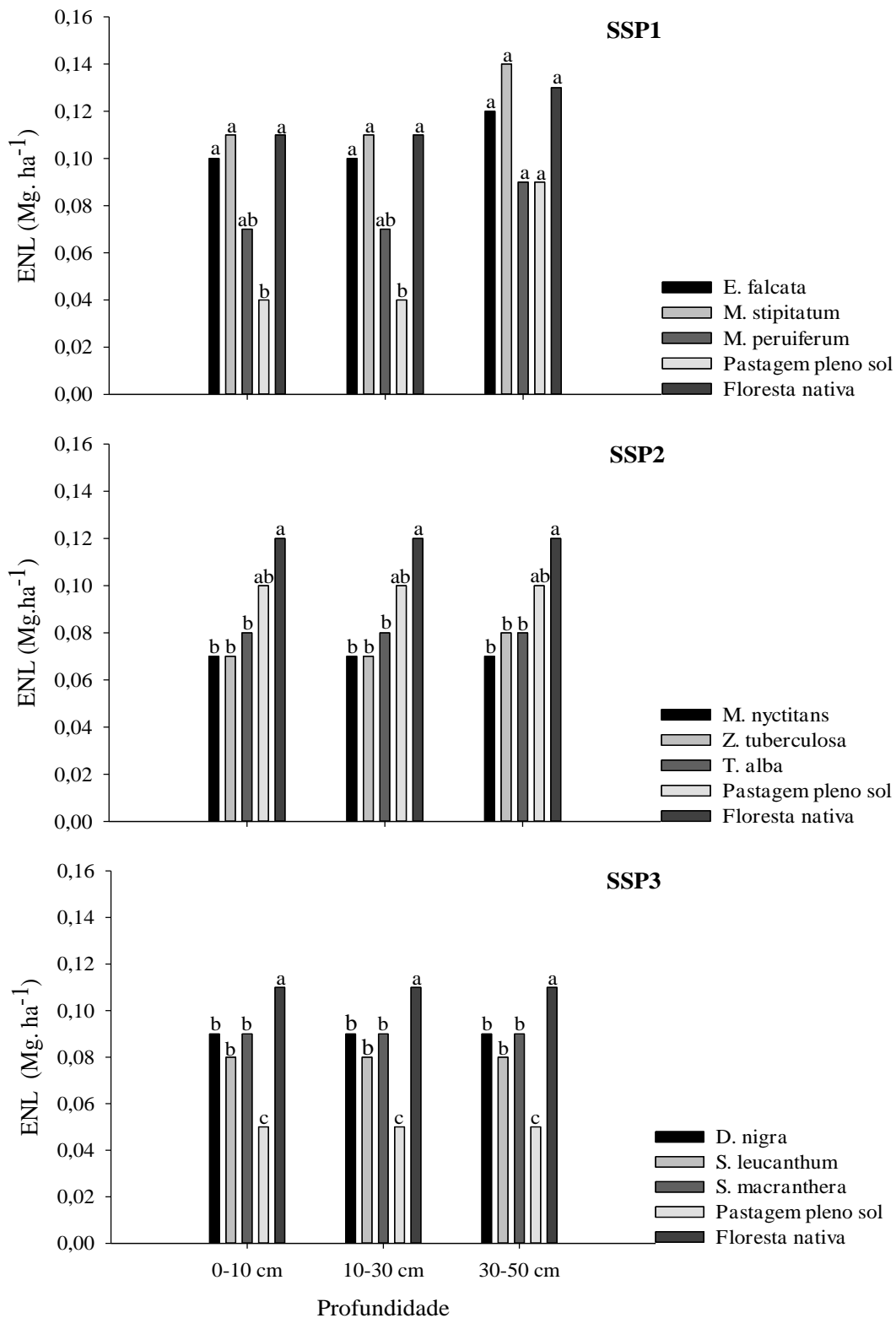


Figura 4. Estoques de nitrogênio lábil (CL) nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nycitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*. Médias seguidas de mesma letra nas camadas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

No sistema silvipastoril 2, comparativamente à floresta nativa, os estoques de CL foram 58% menores nos solos sob *M. nyctitans*, 33% sob *T. alba* e 5% sob *Z. tuberculosa* e 62% sob pastagens a pleno sol. Em relação às pastagens a pleno sol, os estoques de CL foram maiores ($P < 0,05$), destacando-se a *T. alba* com 80% a mais e *Z. Tuberculosa* com 156%, enquanto sob *M. nyctitans* foram bem menores, no caso 11% (Figura 3). Os estoques de NL não diferiram entre os solos das pastagens nos SSPs e a pleno sol.

Os estoques de CL no SSP3 foram 14% menores nos solos sob *D. nigra*, 29% sob *S. Macranthera*, 89% sob *S. leucanthum* e 59% em pastagens a pleno sol, quando comparados à floresta nativa. Em relação à pastagem a pleno sol, observou-se o aumento de 74% nos solos sob *D. nigra* e 110% sob *S. macranthera* (Figura 4). Em relação à pastagem a pleno sol, os estoques de NL foram maiores ($P < 0,05$) nos solos sob influências das árvores, em todas as profundidades avaliadas. Na profundidade de 0-50 cm, os estoques de NL foram 71%, 78% e 82% maiores nos solos sob *S. leucanthum*, *S. macranthera* e *D. nigra*, considerando-se a pastagem a pleno sol (Figura 4).

3.3. Teores de C e N da Biomassa Microbiana

As áreas de florestas nativas apresentaram os maiores teores ($P < 0,05$) de C e N da biomassa microbiana (C_{mic} e N_{mic}) em relação às outras formas de manejo. As exceções ficam por conta das similaridades dessas áreas com *T. alba* (SSP2) e *S. macranthera* (SSP3) no caso de C_{mic} e *S. Leucanthum* (SSP3) para N_{mic} .

Em geral, os teores de C_{mic} e N_{mic} foram maiores nas camadas de 0-10 e de 10-30 cm (Figura 5 e 6). Entretanto, nestas profundidades, os teores de N_{mic} foram menores nos solos sob influência de *E. falcata*, *M. peruiferum* (SSP1) e *T. alba* (SSP2) e nas pastagens a pleno sol. Já na camada de 30-50 cm não houve diferenças nos teores de N_{mic} entre os diferentes usos do solo.

Os teores de C_{mic} nas pastagens a pleno sol foram similares ($P < 0,05$) aos solos sob *M. peruiferum* (nas três camadas, SSP1), *T. alba* (duas primeiras camadas, SSP2), *M. nyctitans* e *Z. tuberculosa* (camadas de 10-30 e 30-50 cm, SSP2) e *S. leucanthum* (camada 30-50 cm, SSP3) e menores ($P < 0,05$) sob influência de *E. falcata* nas três camadas (SSP1). Nos demais casos, C_{mic} dos solos das pastagens a pleno sol foram menores do que nos solos dos SSPs e floresta nativa. Em relação à pastagem a pleno sol, os teores de N_{mic} foram maiores ($P < 0,05$) nos solos sob *M. peruiferum* (camada de 0-10 cm, SSP1), *M. nyctitans* (camada de 0-10 cm, SSP2) e *S. leucanthum* e *S.*

macranthera (camada de 0-10 cm, SSP3). Nos demais casos, N_{mic} nos solos das pastagens a pleno sol foram similares aos solos dos SSPs e floresta nativa.

Na profundidade de 0-50 cm, no SSP1, os teores de C_{mic} , em relação à pastagem a pleno sol ($624 \mu\text{g g}^{-1}$) foi 176% maior nos solos sob *M. stipitatum* ($1099 \mu\text{g g}^{-1}$) e 81% sob *E. falcata* ($113 \mu\text{g g}^{-1}$) e 11% menor em *M. peruiferum* ($555 \mu\text{g g}^{-1}$). No SSP2, os teores de C_{mic} , em relação à pastagem a pleno sol ($1046 \mu\text{g g}^{-1}$), foi 31% maior no solo sob *T. alba* ($1374 \mu\text{g g}^{-1}$), 28% maior sob *M. nyctitans* ($1344 \mu\text{g g}^{-1}$) e 21% sob *Z. tuberculosa* ($1261 \mu\text{g g}^{-1}$). Já no SSP3, os teores de C_{mic} , em relação à pastagem a pleno sol ($847,78 \mu\text{g g}^{-1}$), foi 97% maior no solo sob *S. macranthera* ($1674 \mu\text{g g}^{-1}$), 75% maior sob *S. leucanthum* ($1490 \mu\text{g g}^{-1}$) e 51% sob *D. nigra* ($1278 \mu\text{g g}^{-1}$; Figura 5).

De forma semelhante ao observado com os teores de C_{mic} , também foram constatados aumentos nos teores de N_{mic} na camada de 0-50 cm nos três SSPs estudados, comparativamente à pastagem a pleno sol. No SSP1, esses aumentos foram de 49% nos solos sob *M. peruiferum* (78 mg kg^{-1}), 41% sob *M. stipitatum* (69 mg kg^{-1}) e 8% sob *E. falcata* (52 mg kg^{-1}). No SSP2, os aumentos foram em torno de 23% nos solos sob *M. nyctitans* (68 mg kg^{-1}), e 13% quando sob *T. alba* (62 mg kg^{-1}). Nesse sistema houve redução de 3% (53 mg kg^{-1}) de N_{mic} nos solos sob influência de *Z. tuberculosa*. No SSP3, os aumentos nos teores de N_{mic} foram de 52% nos solos sob *S. leucanthum* (78 mg kg^{-1}), 19% sob *S. macranthera* (61 mg kg^{-1}) e redução de 5% no teor de N_{mic} no solo sob *D. nigra* (Figura 6).

Os quocientes microbianos (q_{Mic}) da floresta nativa foram similares aos solos sob *M. Stipitatum* no SSP1, *M. nyctitans* no SSP2 e *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* no SSP3. Nas demais situações, os q_{Mic} foram maiores, principalmente nas camadas de 0-10 e 10-30 cm. Na camada de 30-50 cm, os q_{Mics} foram maiores ($P < 0,05$) na floresta nativa, comparativamente aos pastos a pleno sol no SSP1 e similares em SSP2 e SSP3. Em relação aos solos sob árvores, os q_{Mic} foram similares ou menores do que os q_{Mic} encontrados nos solos dos pastos a pleno sol (Tabela 3).

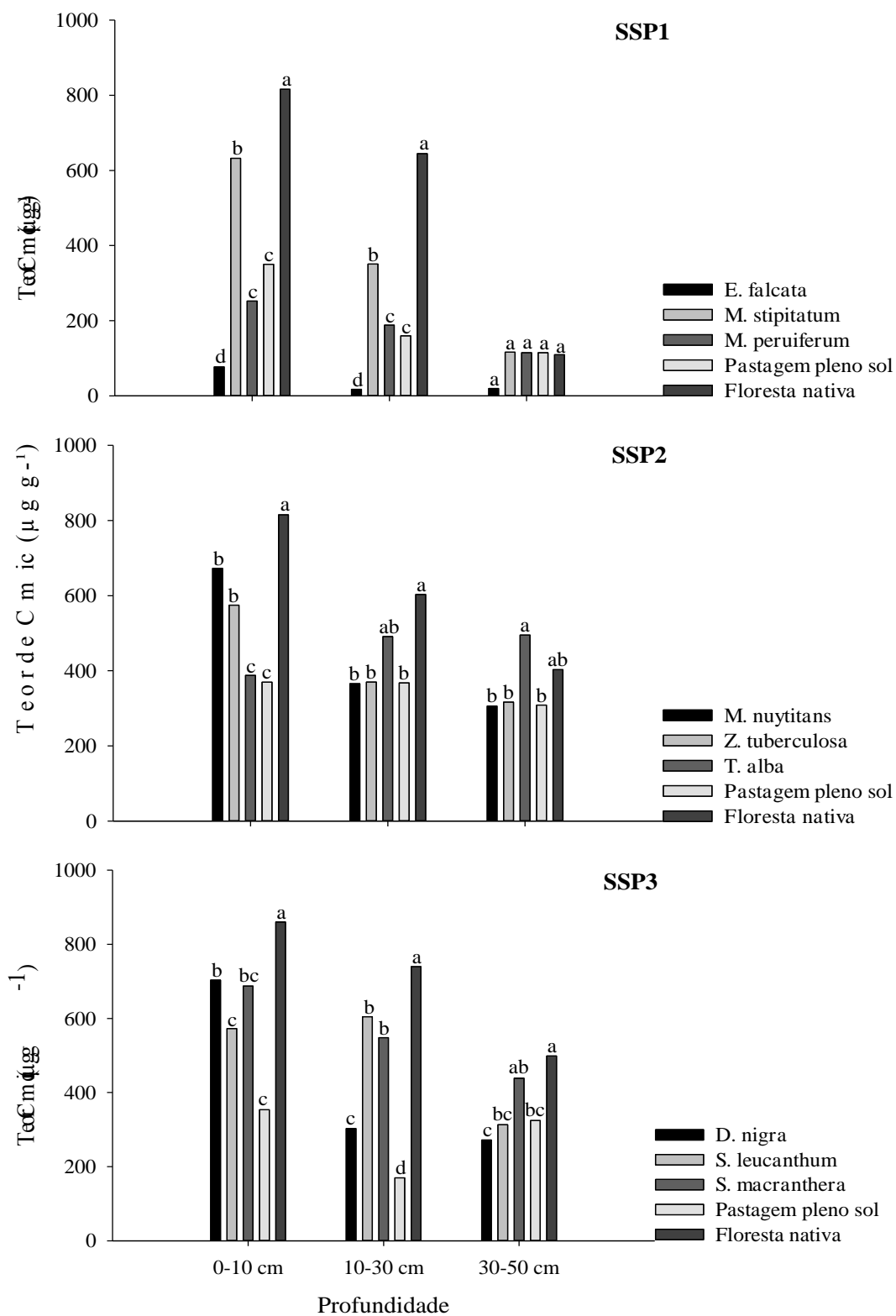


Figura 5. Teores de carbono da biomassa microbiana (C_{mic}) nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nuytitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*. Médias seguidas de mesma letra nas camadas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

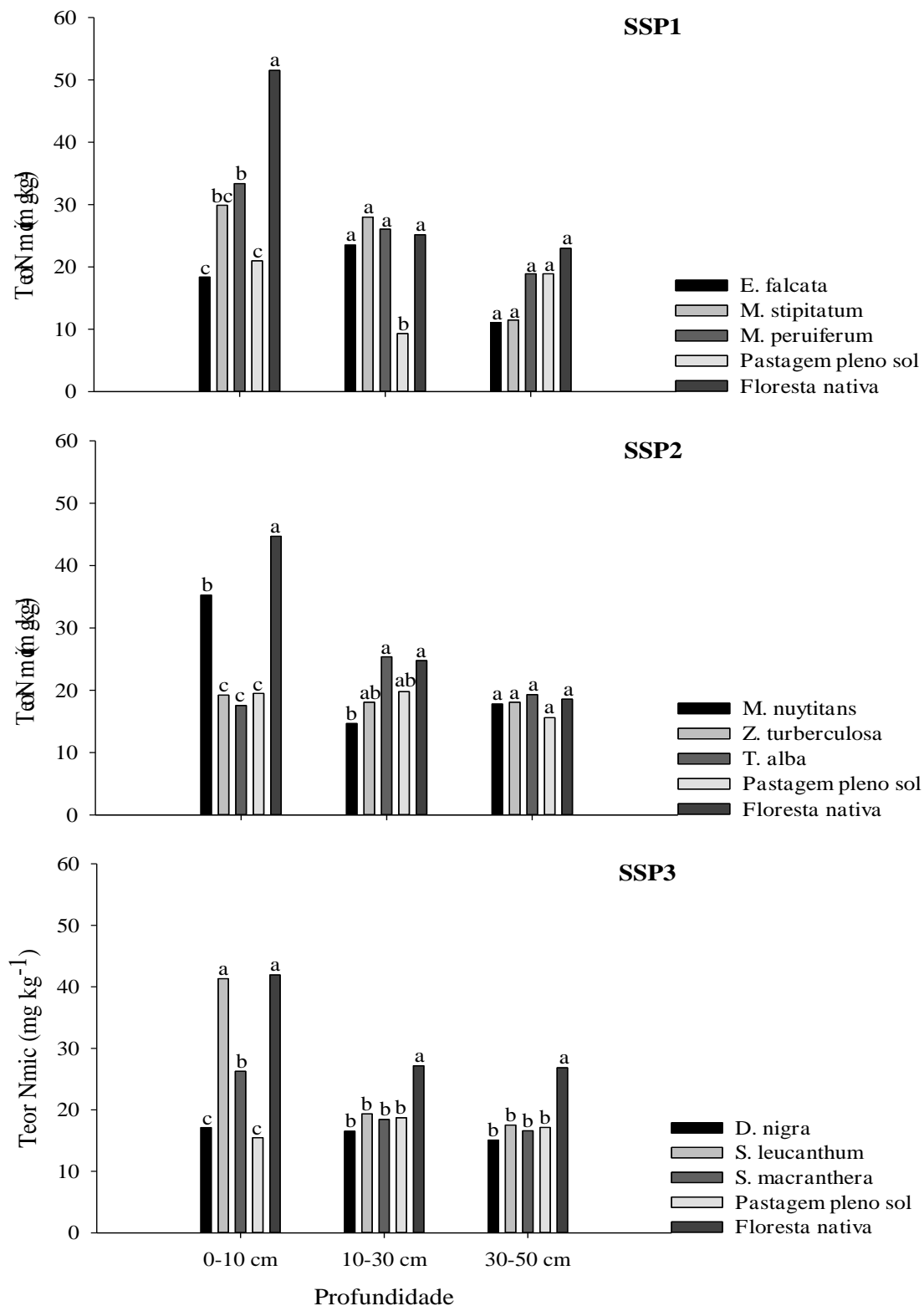


Figura 6. Teores de nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}) nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nuytitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*. Médias seguidas de mesma letra nas camadas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

Tabela 3. Quocientes microbianos (qMic) do solo nas profundidades de 0-10, 10-30 e 30-50 cm floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*.

Cobertura Vegetal	qMic (%)		
	Profundidade, cm		
	0-10	10-30	30-50
Sistema silvipastoril 1 (SSP1)			
<i>Erythrina falcata</i>	0,25d	0,10d	0,12c
<i>Machaerium stipitatum</i>	1,78ab	1,59b	0,59b
<i>Myroxylon peruiferum</i>	0,80c	0,94c	0,66b
Pasto solteiro	1,62b	1,15b	1,06a
Floresta nativa	1,93a	2,31a	0,51b
Sistema silvipastoril 2 (SSP2)			
<i>Machaerium nyctitans</i>	1,82a	1,56a	1,48b
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1,46b	1,22b	1,30b
<i>Tabebuia Alba</i>	1,16b	1,78a	2,00a
Pasto solteiro	1,24b	1,69a	1,69ab
Floresta nativa	1,51ab	1,65a	1,24b
Sistema silvipastoril 3 (SSP3)			
<i>Dalbergia nigra</i>	2,18a	1,09c	1,09b
<i>Sparattoperma leucanthum</i>	1,75ab	2,37a	1,40b
<i>Senna macranthera</i>	1,99ab	1,86b	1,66ab
Pasto solteiro	1,27c	0,67d	1,47ab
Floresta nativa	2,18a	2,21ab	1,77a

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

3.4. Teores de polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais do solo

Os solos sob florestas nativas apresentaram os maiores teores ($P < 0,05$) de polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais em todas os casos estudados, havendo, no entanto, semelhanças nos teores de polissacarídeos nos solos sob *M. Peruiferum* no SSP1, *Z. tuberculosa* e pastagem a pleno sol no SSP2, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* no SSP3. Em relação à pastagem a pleno sol, os teores de polissacarídeos foram similares aos solos dos SSPs (Tabela 4).

Com relação aos lipídeos totais do solo, os teores foram similares ($P < 0,05$) à floresta nativa nos solos sob *M. peruiferum* no SSP1 e *T. alba* no SSP2. Quanto as pastagens a pleno sol, os teores de lipídeos totais foram menores ($P < 0,05$) nos solos sob influência de *E. falcata* (SSP1) e *S. leucanthum* (SSP2), maiores nos solos sob influência de *M. stipitatum* e *M. peruiferum* (SSP1), *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa* e *T. alba* (SSP2) e similares nos solos de *D. nigra* e *S. macranthera* (SSP3; tabela 4).

Quanto aos polifenóis totais, teores similares ($P < 0,05$) aos da floresta nativa foram observados nos solos sob influência de *E. falcata* e *M. peruiferum* (SSP1), *M.*

nyctitans, *Z. tuberculosa* e pasto a pleno sol (SSP2). Em relação às pastagens a pleno sol, os teores de polifenóis foram similares ($P < 0,05$) nos solos do SSP2 e SSP3 e menores no SSP1 (Tabela 4).

Tabela 4. Teores polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais do solo na profundidade de 0-10 cm em floresta nativa, pastagem a pleno sol e sistemas silvipastoris (SSP) 1, 2 e 3 com as espécies arbóreas *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*.

Cobertura vegetal	Polissacarídeos totais gkg^{-1}	Lipídeos totais gkg^{-1}	Polifenóis totais mg kg^{-1}
Sistema silvipastoril 1 (SSP1)			
<i>Erythrina falcata</i>	18,65b	0,37d	17,64a
<i>Machaerium stipitatum</i>	18,29b	1,20b	14,19ab
<i>Myroxylon peruiferum</i>	20,31ab	1,48a	11,81b
Pasto solteiro	18,69b	0,68c	1,93c
Floresta nativa	21,36a	1,67a	18,41a
Sistema silvipastoril 2 (SSP2)			
<i>Machaerium nyctitans</i>	19,66b	1,49b	13,32ab
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	22,73ab	1,13c	12,57ab
<i>Tabebuia Alba</i>	19,77b	1,71ab	10,26b
Pasto solteiro	22,86ab	0,61d	11,51ab
Floresta nativa	24,98 a	1,93a	16,79a
Sistema silvipastoril 3 (SSP3)			
<i>Dalbergia nigra</i>	15,54ab	1,25b	8,36b
<i>Sparatoperma leucanthum</i>	15,79ab	0,52c	6,05b
<i>Senna macranthera</i>	16,24ab	1,26b	7,15b
Pasto solteiro	14,81b	0,99b	5,63b
Floresta nativa	17,23a	1,88a	14,03a

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

3.5. Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível

A acidez ativa, expressa pelo pH em água, apresentou comportamento semelhante nas três propriedades estudadas. No geral, as áreas estudadas apresentaram acidez de média a elevada (CFSEMG 1999), não havendo, entretanto, um padrão de comportamento como observado para as variáveis anteriores. Identificou-se, na grande maioria dos casos, similaridades para a maioria das situações e profundidades estudadas (Tabela 6). Chamou a atenção, porém, os valores de pH em água, significativamente maiores para *E. falcata* e *M. nyctitans* e menores para *M. peruiferum* e *T. alba*, respectivamente no SSP1 e SSP2. Somente no SSP3, os valores de pH em água foram menores no pasto a pleno sol em relação as demais situações.

Quanto a acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$), em especial para as propriedades 1 e 2 constatou-se os teores significativamente maiores para os solos sob floresta nativa, enquanto os demais foram similares ($P < 0,05$). Na propriedade 3, todos os resultados foram similares.

No geral, as áreas estudadas apresentaram teores de P muito baixos ($\leq 4,0$ mg/dm³). Contudo, os teores de P disponíveis, foram notadamente maiores nos solos sob influência de *E. falcata*, *M. stipitatum* e as áreas sob floresta nativa dos três SSPs, principalmente na profundidade de 0-10 cm (Tabela 5).

Com relação ao K^+ , os teores foram similares ($P < 0,05$) em todas as situações estudadas na 1ª e 2ª propriedade (SSPs, pastagens a pleno sol e floresta nativa), e maiores nos solos sob floresta nativa na 3ª propriedade. Os teores de Ca^{2+} das pastagens a pleno sol foram similares ($P < 0,05$) nos solos sob *M. stipitatum* e *M. peruiferum* (SSP1, camada 10-30cm), *M. nycitans*, *Z. tuberculosa* e *T. alba* (SSP2, camada 0-10 e 10-30cm), *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* (SSP3, camada 10-30cm). Nos demais casos, os teores de Ca^{2+} nos solos das pastagens a pleno sol foram menores do que nos solos dos SSP1 e SSP2 (camada de 0-10cm). As áreas de florestas nativas apresentaram os menores teores ($P < 0,05$) de Ca^{2+} em todas as situações estudadas (Tabela 5).

Os teores de Mg^{2+} nas pastagens a pleno sol foram menores ($P < 0,05$) do que nos solos sob de *E. falcata*, *M. stipitatum* e *M. peruiferum* (SSP1, camada 0-10 e 10-30cm), *Z. tuberculosa* (SSP2, camada 0-10 cm), *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* (SSP3, camada 0-10cm). Nos solos sob *M. nycitans* e *T. alba*, os teores de Mg^{2+} foram similares do que nas pastagens a pleno sol (Tabela 5).

Segundo CFSEMG (1999), no geral, foram constatados teores de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} muito bons e bons nas profundidades de 0-10 e 10-30 cm, respectivamente, para todas as espécies de SSP1 e SSP2, a exceção de *M. peruiferum* que apresentou teores médios de Ca^{2+} e Mg^{2+} na profundidade de 10-30 cm no SSP1. A pastagem a pleno sol do SSP2 destaca-se por apresentarem teores muitos bons de K e bons de Ca^{2+} e Mg^{2+} nas duas profundidades estudadas. No caso de SSP3, os teores de K, Ca^{2+} e Mg^{2+} foram muito baixos em todas as situações e profundidades estudadas.

No geral, os teores de Al^{3+} nas pastagens a pleno sol foram similares ($P < 0,05$) aos solos dos SSPs em todas as situações estudadas. As áreas de floresta nativa apresentaram os maiores teores de Al^{3+} em todos os casos estudados. No entanto os teores de Al^{3+} foram maiores no solo sob influência de *D. nigra* e *S. macranthera*

(SSP3) na camada de 10-30 cm (Tabela 5). Segundo CFSEMG(1999), os teores de Al^{3+} foram muito baixos para os solos sob influência de *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*; altos para *M. nyctitans* e muito altos para *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* na camada de 0-10 cm. Na camada 10-30 cm os teores de Al^{3+} foram médios para *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*; muito baixos para *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba* e muito altos para *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera*.

As áreas de floresta nativa apresentaram os maiores teores ($P < 0,05$) de acidez potencial em todas as situações estudadas, havendo, no entanto, semelhanças nos solos sob influência de *D. nigra*, *S. leucanthum*, *S. macrantherae* pasto a pleno sol (SSP3). Nos demais casos, os teores de H+Al foram semelhantes nos solos das pastagens a pleno sol e no SSP1 e SSP2 (Tabela 5).

Tabela 5. Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível no solo na profundidade de 0-10 e 10-30 cm em sistemas silvipastoris com diferentes espécies arbóreas nativas, pastagem solteira e sob floresta

Prof. cm	Cobertura vegetal	pH	P	K+	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al
			---mg/dm ³ ---			-----cmol/dm ³ -----		
Sistema silvipastoril 1 (SSP1)								
0-10	<i>Erythrina falcata</i>	5,71a	6,00a	210,00a	5,53a	2,62a	0,00b	5,13b
	<i>Machaerium stipitatum</i>	5,56ab	4,57ab	158,67a	5,30a	2,67a	0,00b	4,87b
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	4,76d	4,07b	213,33a	5,21a	2,97a	0,03b	4,87b
	Pastagem a pleno sol	5,17ab	1,47c	67,33a	3,11b	0,74b	0,00b	4,80b
	Floresta nativa	4,95cd	5,67a	103,33a	1,70c	1,01b	1,33a	10,17a
10-30	<i>Erythrina falcata</i>	5,75a	1,77a	68,33a	4,40a	1,73a	0,03c	5,82b
	<i>Machaerium stipitatum</i>	5,35ab	1,80a	69,67a	3,51ab	1,52a	0,07c	5,30b
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	4,96b	1,90a	88,67a	2,19c	0,96ab	0,70b	7,47b
	Pastagem a pleno sol	5,05b	1,40a	34,33a	3,15bc	0,48b	0,17c	5,20b
	Floresta nativa	5,23ab	3,00a	59,00a	0,40d	0,38b	1,50a	10,33a
Sistema silvipastoril 2 (SSP2)								
0-10	<i>Machaerium nyctitans</i>	5,21a	2,53b	123,00a	4,39a	2,29ab	1,67a	5,67b
	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	5,19a	1,80b	176,00a	4,38a	2,69a	0,00a	5,37b
	<i>Tabebuia Alba</i>	4,98a	2,03b	84,67a	5,74a	1,87ab	0,07a	8,47b
	Pastagem a pleno sol	5,06a	1,67b	145,33a	3,58a	1,66b	0,17a	6,43b
	Floresta nativa	5,20a	4,37a	70,67a	0,54b	0,31c	1,53a	13,53a
10-30	<i>Machaerium nyctitans</i>	5,46a	1,53ab	52,00a	2,96a	1,32a	0,60a	6,57b
	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	5,23ab	1,27b	80,00a	3,78a	1,55a	0,37a	6,13b
	<i>Tabebuia Alba</i>	4,90b	1,67ab	79,33a	3,24a	1,68a	0,43a	9,57ab
	Pastagem a pleno sol	5,25ab	1,60ab	161,67a	3,24a	1,62a	0,23a	6,30b
	Floresta nativa	5,25ab	2,33a	44,33a	0,20b	0,13b	1,50a	12,63a
Sistema silvipastoril 3 (SSP3)								
0-10	<i>Dalbergia nigra</i>	5,16ab	1,77cd	47,33ab	0,26a	0,18ab	2,17a	12,90a
	<i>Sparattoperma leucanthum</i>	5,26a	1,93c	28,33c	0,21a	0,16 b	2,10a	12,83a
	<i>Senna macranthera</i>	5,44a	2,90b	40,33b	0,26a	0,19ab	2,33a	13,37a
	Pastagem a pleno sol	4,67b	1,27d	16,00d	0,10b	0,08 c	1,87a	10,30b
	Floresta nativa	5,19ab	4,07a	55,67a	0,27a	0,24 a	1,97a	12,63a
10-30	<i>Dalbergia nigra</i>	5,10a	1,13c	17,83b	0,06a	0,06 a	2,24a	11,90a
	<i>Sparattoperma leucanthum</i>	5,27a	1,23c	15,67b	0,05a	0,06 a	1,69b	11,47a
	<i>Senna macranthera</i>	5,06a	2,00b	21,83b	0,09a	0,08 a	2,27a	12,23a
	Pastagem a pleno sol	4,92a	1,07c	18,00b	0,16a	0,10 a	1,87ab	10,73a
	Floresta nativa	5,26a	2,67a	35,33a	0,10a	0,12 a	1,70b	11,13a

pH em água relação 1:2,5; P-K: Extrator Mehlich-1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺: Extrator KCl 1mol/L; H+Al: extrator acetato de cálcio 0,5mol/L-pH 7,0. Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade ($P < 0,05$).

4. DISCUSSÃO

4.1. Estoques de C Orgânico e N Totais

Os maiores estoques C orgânico e N totais encontrados nos solos das áreas sob floresta nativa são devido ao aporte de resíduos em qualidade, quantidade e diversidade na superfície do solo, maior contribuição de resíduos de raízes que se reciclam em curto prazo na camada mais superficial e à ausência de perturbações físicas do solo (Fearnside e Barbosa, 1998; Galdos et al., 2009; Karhu et al., 2011). Desse modo, é de esperar-se que o processo de conversão de floresta nativa em pastagens a pleno sol promovesse perdas, tanto nos estoques de C orgânico total como nos de N total, como constatado no presente estudo. Por sua vez, nos SSPs, embora também tenham ocorrido perdas, elas foram menores para algumas espécies arbóreas, o que demonstra a participação efetiva das espécies arbóreas nativas que compõem os SSPs na melhoria dos estoques C orgânico e N total nas três propriedades estudadas.

As perdas ocorridas com a conversão de floresta nativa para a pastagem a pleno sol foram maiores do que para sistemas agroflorestais. Em especial as espécies *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *D. nigra*, *S. macranthera* (Leguminosae), *Z. tuberculosa* e *T. alba* (Bignoniaceae) propiciaram melhores condições para a estocagem de COT e NT na projeção de suas copas em valores próximos aos observados na floresta nativa. Tal fato aponta o maior potencial destas espécies em relação às demais em estocar COT e NT.

A presença de espécies arbóreas da família Leguminosae pode ter contribuído para os estoques de C orgânico e N totais nos SSPs em níveis mais próximos aos da floresta nativa, como observado por vários outros autores (Resh et al., 2002; Nave et al., 2009; Hagedorn et al., 2003). Embora os mecanismos não sejam claros, a incorporação de leguminosas parece ser um promissor meio de aumentar o sequestro de C (Prescott, 2010) e a disponibilidade de N em sistemas de cultivo (Rosenstock et al., 2014).

Os resultados encontrados neste estudo sugerem que ao alterar o uso do solo, os estoques de COT e NT também sofrem alterações cuja intensidade varia conforme as espécies arbóreas adotadas nos SSPs. No geral, as áreas sob a influência das árvores nativas mostraram ser ambientes mais conservadores, provavelmente em razão da adição regular de resíduos orgânicos na superfície e processos de rizodeposição (Rasse et al., 2005; Lemma et al., 2007; He et al., 2009), que ocorrem de forma mais intensa nos SSPs (Neto et al., 2010). Tal condição contribui para que esse material orgânico se associe com a fração mineral do solo e melhore ou mantenha a estabilidade dos agregados, o que garante uma maior proteção física e química do N e da matéria

orgânica do solo (Grandy e Neff 2008; Salton et al., 2008). Laganière et al. (2010) publicaram uma meta-análise, sintetizando, a partir de 33 publicações, os impactos da arborização sobre os estoques de C orgânico total do solo em terras agrícolas. Esses autores concluíram que os principais fatores que afetam as mudanças de C orgânico total do solo, em ordem de importância, são: o uso anterior, a presença ou ausência de espécies arbóreas, os teores de argila do solo, a perturbação do solo pré-plantio e, por último, as condições climáticas.

Classicamente as pastagens, se bem manejadas, tem sido consideradas como sistemas conservadores, inclusive com possibilidade de uso na recuperação de áreas degradadas (Dias-Filho, 2011). Os menores estoques de C orgânico e N totais nos pastos a pleno sol, comuns a outras situações de estudo (Pessoa, 2011; Resende e Roselen, 2011; Rosset et al., 2014), indicam que a arborização das pastagens deve ser buscada. Possivelmente, as reduções observadas nos estoques de C e N de nas áreas de pastagem a pleno sol, podem ser atribuídas, principalmente, à qualidade e quantidade do material aportado da biomassa aérea e radicular das plantas (Silva e Mendonça, 2007) e a influência de diversos fatores, tais como umidade, temperatura, pH e deficiências nutricionais (Silva e Mendonça, 2007; Araújo e Melo 2010), sobre a microbiota do solo e sobre a taxa de decomposição e mineralização da matéria orgânica do solo e dos resíduos (Costa et al., 2009). Além disso, os ecossistemas de pastagens se caracterizam pela marcante extração de biomassa, imposta pela pressão de pastejo contínuo ou superpastejo, fato que pode contribuir mais efetivamente para a redução dos estoques de C e N (Cardoso et al., 2010a).

A erosão também pode contribuir para a redução dos estoques de C orgânico total quando se faz a conversão de florestas nativas para sistemas agrícolas (Cerri et al., 2008; Leite et al., 2003), o que também é relatado como frequente na Zona da Mata mineira (Melloni et al., 2008; Portugal et al., 2010; Carneiro, 2013), onde está inserida a área em estudo. Outro fator que pode ter influenciado indiretamente a redução do C do solo é a ausência de manejo da fertilidade e a falta de correção de acidez do solo nas áreas pastejadas (Cardoso et al., 2010a), como verificadas neste estudo. A redução do C orgânico, em longo prazo, pode resultar em elevada degradação ambiental, uma vez que o C orgânico está associado a um dos maiores reservatórios de nutrientes e energia nesses ecossistemas, antecipando uma menor resiliência, comprometendo a capacidade produtiva e a oferta de serviços ambientais nesses ecossistemas (Cardoso et al., 2010a).

4.2. Estoques de C e N Lábil

O acúmulo de C e N lábil do solo apresenta grande dinamismo e é influenciado pela composição química (relação C/N), aporte dos resíduos ao solo, por aspectos climáticos e, principalmente, pelo manejo adotado (Silva e Mendonça, 2007; Zhongkui et al., 2010). Todas as estratégias de manejos estudadas resultaram em reduções nos estoques de C e N lábil, reduções que foram maiores nos pastos a pleno sol do que nos SSPs, indicando a transformação dessa fração do solo quando os solos sob floresta nativa são convertidos para uso agrícola. Entretanto, dependendo do uso do solo esta transformação pode ser menor, como observado nas áreas com presença de *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *S. macranthera* e *D. nigra*, cujos solos apresentaram estoques de C e N lábeis similares ou até mesmo maiores (*M. stipitatum*) a floresta nativa e *T. albae* e *Z. tuberculosa* que apresentaram estoques de C também similares aos da floresta nativa. Portanto, tais espécies podem reduzir os impactos do uso do solo sobre as perdas de C e N do solo e indicam que o uso de sistemas agroflorestais conservacionistas podem contribuir para a manutenção ou até mesmo o aumento dos estoques de C e N lábil no solo (Silva et al., 2011), comparativamente à pastagem a pleno sol. O maior acúmulo de C e N lábeis nos sistemas agroflorestais ocorre, provavelmente, pelo maior aporte e menor fragmentação dos resíduos orgânicos, o que reduz a decomposição pelos microrganismos (Silva et al., 2011).

Como observado por Carmo et al. (2012) e Souza (2013), os maiores estoques de C e N lábeis foram observados na profundidade de 0-10 cm e menores nos sistemas agrícolas. A distribuição das frações lábeis do carbono e nitrogênio em profundidade depende da deposição de resíduos culturais sobre o solo e a concentração de raízes nas camadas mais superficiais (Jerke et al., 2012).

4.3. Teores de C e N da Biomassa Microbiana

A menor teor de C da biomassa microbiana observado nas áreas de pasto a pleno sol nas camadas superficiais (0-10 e 10-30 cm), possivelmente indica uma situação de baixa disponibilidade de matéria orgânica para o estímulo dos microrganismos do solo (Chen et al., 2005). A menor disponibilidade de resíduos orgânicos no solo dos pastos a pleno sol aumenta, provavelmente, a pressão microbiana sobre os compartimentos da matéria orgânica do solo, diminuindo o estoque de C ainda oriundos da floresta nativa. Isto influencia também negativamente os processos da estabilidade dos agregados (Bernoux et al., 2009; Franchini et al., 2012; Prevedello et al., 2014; Loss et al., 2014),

pois reduz a capacidade física do solo de proteção da matéria orgânica ao ataque microbiano (Six et al., 2006), o que incrementa as perdas de C (Silva e Mendonça, 2007), no sistema de pastagem a pleno sol. Talfato é corroborado pelos menores estoques de COT, NT, CL e NL observados nestas áreas, comparativamente aos SSPs e a floresta nativa.

Os maiores aumentos na biomassa microbiana estão associados às situações de alta diversidade de plantas e disponibilidade de matéria orgânica, tais como a floresta nativa (Hackl et al., 2004) ou sistemas silvipastoris (Neto et al., 2010), destacando a participação nos SSPs de *M. stipitatum*, *M. nycitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* como árvores recuperadoras da qualidade do solo. A biomassa microbiana é um componente ativo da matéria orgânica que serve como indicadora das mudanças de uso do solo (Jenkinson et al., 1976; Zhang et al., 2008). Segundo Gama-Rodrigues e Gama-Rodrigues (2008), a biomassa microbiana pode ser enquadrada como o compartimento central do ciclo do C e representa considerável reservatório de nutrientes nos solos e é atributo fundamental para o estudo de ciclagem de nutrientes em diferentes ecossistemas.

Nas áreas de pastagens a pleno sol a quebra do equilíbrio dinâmico pela falta de entradas de resíduos orgânicos, acarreta uma diminuição da biomassa microbiana, principal responsável pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia dentro do solo, alterando a qualidade e quantidade de matéria orgânica do solo, o que exerce influência na liberação e na mobilização de nutrientes (Switzer e Nelson, 1972), o que consequentemente afeta a concentração de nutrientes do solo (Macedo, 2009). Essa condição, aliada à pressão do pastejo contínuo, como é o caso das áreas a pleno sol aqui estudadas, caracteriza esses ambientes como sistemas com alta extração de biomassa vegetal e, basicamente, sem nenhuma reposição (Cardoso et al., 2009), prejudicando ainda mais o equilíbrio dinâmico e comprometendo a sustentabilidade do sistema. Por isso, o manejo sustentável da matéria orgânica do solo é fundamental para a manutenção da capacidade produtiva do solo em longo prazo (Switzer e Nelson, 1972).

A situação do declínio dos teores de C_{mic} também foi observada nas áreas de E. Falcata. No entanto esses menores teores podem estar associados à menor relação lignina/N que possuem os resíduos desta espécie (Duarte et al., 2013), tendo sua decomposição favorecida, repercutindo na atividade dos microrganismos do solo e a ciclagem de nutrientes. Contudo, se o aporte orgânico não for constante, a escassez de

substrato acarretará declínio drástico no número e na diversidade de organismos do solo (Silva e Mendonça, 2007).

Os menores teores de C_{mic} e N_{mic} nos pastos a pleno sol quando comparados aos SSPs devem-se às entradas maiores de resíduos das árvores. Isto indica que as práticas culturais e o manejo adotado, sistemas agroflorestais ou a pleno sol, influenciam nos teores de C_{mic} e N_{mic} (Amaral et al., 2011). Os teores maiores de C_{mic} e N_{mic} nas menores profundidades, possivelmente, devem-se à renovação constante do sistema radicular das gramíneas (Bochner et al., 2008), o que favorece a maior atividade da biomassa microbiana nas camadas de 0-10 e 10-30 cm. Portanto, as pastagens, se bem manejadas, podem apresentar alto conteúdo de matéria orgânica e densa massa radicular (Bochner et al., 2008). Por exemplo, Fernandes et al. (2013) constataram que o consórcio de pinhão-manso com capim *Andropogon* promoveu aumentos da matéria orgânica e do C_{mic} na camada superficial pelo aporte de fitomassa do sistema radicular do capim *Andropogon*. Outros estudos utilizando culturas diferentes que variavam em quantidade e qualidade de insumos de resíduo, mostraram efeitos na biomassa microbiana do solo em solos tropicais (Lopes et al, 2010; Araújo et al. 2013; Azar et al. 2013).

O quociente microbiano (q_{Mic}) é uma medida da qualidade da matéria orgânica do solo e das condições de estresse ou não sobre a atividade microbiana. O q_{Mic} , em condições normais, varia de 1 a 4% e valores inferiores a 1% podem ser atribuídos a algum fator limitante à atividade da biomassa microbiana (Jakelaitis et al., 2008). De modo geral, a exploração intensiva do solo, assim como a presença de condições estressantes (contaminação do solo por metais pesados ou poluentes orgânicos, deficiências nutricionais, etc.) promovem um declínio mais rápido no reservatório de carbono microbiano do que no carbono total do solo, que pode ser observado em menores taxas de q_{MIC} (Wardle, 1997).

A menor eficiência dos microrganismos (menores valores de q_{Mic}) na imobilização do carbono nos SSPs com a presença das espécies arbóreas *E. falcata* e *M. peruiferum* provavelmente, indicam uma menor quantidade de substrato orgânico que forma a serapilheira (Gama-Rodrigues e Gama-Rodrigues 2008), já que são leguminosas e produzem material de alta qualidade, mas de decomposição, as vezes muito rápida, como é o caso da *Erythrina* sp. (Palm e Sanches 1990; Duarte et al., 2013). Outro fator que pode associar ao stress microbiano é o maior teor de polifenóis nas folhas de *Erythrina* sp. (Duarte et al., 2013), uma vez que, polifenóis podem

suprimir a atividade de decompositores tais como fungos e bactérias através da inibição de suas enzimas extracelulares (Kraus et al., 2003; Walsh et al., 2003). Assim, em condições estressantes para os microrganismos (pH, deficiências nutricionais, fatores de crescimento, etc.), a capacidade de utilização do C é menor, conduzindo a um decréscimo do qMic (Araújo e Melo, 2010).

Os valores de qMic maiores ou iguais na área dos SSPs do que nos pastos a pleno sol (excetuando nos solos sob influência de *E. falcata* e *M. peruiferum*) nas camadas de 0-10 e 10-30 cm, possivelmente, indicam acréscimos de matéria orgânica do solo e eficiência de conversão do COT para Cmic (Lisboa et al., 2012), sugerindo maior sustentabilidade para os sistemas silvipastoris, uma vez que o qMic tem sido usado como indicador de sustentabilidade de ecossistemas (Powlson et al., 1987).

De acordo com Chaer e Tótola (2007), os indicadores microbiológicos, como o qMic, podem ser de grande importância, na avaliação precoce de eventuais efeitos adversos do manejo sobre a qualidade do solo, o que permite a adoção antecipada de medidas corretivas ou de controle, além de permitir identificar o que ocorre com o sistema de manejo em curso, ou seja, se contribui para aumentar ou diminuir a sustentabilidade do sistema de produção.

4.4. Teores de polissacarídeos, lipídios e polifenóis totais

A presença de polissacarídeos tem múltiplos efeitos sobre as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo (Kiem e Kogel-Knabner, 2003), e constituem uma parte significativa (5 a 25%) do reservatório lábil da matéria orgânica do solo (Stevenson, 1994; Guggenberger et al., 1995). Sua qualidade e a quantidade são influenciados por fatores como: intensidade de cultivo, tipo de solo e textura, status original e qualidade de carbono do solo, distribuição de agregados do solo e o clima (Kaiser e Zech, 1999; Roberson et al., 1991; Arshad et al., 1990). Os maiores teores de polissacarídeos totais das áreas sob floresta nativa, assim como valores semelhantes nas áreas de *M. peruiferum* no SSP1, *Z. tuberculosa* no SSP2 e, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* no SSP3 sugerem que espécies arbóreas nativas possam ter uma contribuição relevante para o compartimento ativo do C, fonte fundamental de energia para os microrganismos (Hoorman et al., 2011; Rossi et al. 2012; Colica et al. 2014; Chen et al. 2014), e um dos principais agentes na formação e estabilização dos agregados do solo (Spaccini et al., 2004; Hoorman et al., 2011).

Estes valores estão em consonância com o observado por Martins (2008), em trabalho avaliando os teores de polissacarídeos em diversas culturas sob semeadura direta, e em discordância com Spaccini et al. (2004), Esses autores verificaram ampla faixa de variação (3,5–32,6 g kg⁻¹) em solos da Nigéria (Cambissolo e Argilssolos) de floresta, comcultivo de milho e arroz, ou incorporados com vários tipos de resíduos orgânicos, tais como esterco bovino ou ramos e folhas de espécies como gliricídia (*Gliricidia sepium* (Jacq). Walp) e feijão guandu (*Cajanus cajan*(L.) Millspaugh). Além dos distintos tipos de fontes de polissacarídeos no solo, as diferentes naturezas e quantidades de argilominerais associados aos compostos orgânicos em diferentes solos pode ser um dos principais fatores que explica a diferença entre os resultados de outros trabalhos e do presente trabalho, uma vez que, a sorção de polissacarídeos aos argilominerais está relacionada com o tipo de argila, a área específica e capacidade de troca de cátions (Dontsova e Bigham, 2005). Dessa forma, a variação desses atributos em diferentes solos pode explicar as diferentes relações entre carboidratos e atributos de agregação do solo.

Maiores teores de lipídios no solo no solo indicam maiores entradas de resíduos orgânicos e maior dinâmica da biomassa microbiana, uma vez que, os lipídios do solo estão associados aos resíduos vegetais não decompostos e aos corpos de microrganismos vivos e mortos (Stevenson, 1966). Por conseguinte, os baixos valores mostrados pelas áreas de *E. falcata* no SSP1, *M. leucanthum* no SSP3 e nos pastos a pleno sol, possivelmente indiquem uma menor entrada de resíduos orgânicos (Quénéa et al., 2004; Jansen et al., 2006; Wiesenberg et al., 2006) ou de sua alta taxa de decomposição. Entretanto as áreas sob floresta nativa, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra* e *S. macranthera* mostraram-se como sistemas conservacionistas ao apresentarem teores lipídicos similares. Os lipídeos extraídos foram responsáveis por 0,7 a 3,0% da matéria orgânica do solo nos SSPs avaliados. Estes conteúdos lipídicos são consistentes com os valores sugeridos como típicos, segundo Stevenson (1994), e sugerem a ocorrência de mecanismos de acumulação e preservação dessa substância no solo, como por exemplo, a maior produção de biomassa em superfície (Wiesenberg et al., 2006), favorecendo aumentos no teor de lipídios totais do solo, ou ainda proteção física dos agregados do solo (Assis et al. 2011). Assim, aos maiores teores de lipídios no solo podem-se associar os maiores teores de COT encontrados nas áreas dos SSPs (Bull et al. 2000). É provável também que a maior produção de massa seca e densidade radicular nos SSPs beneficiem uma maior

acumulação de lipídios no solo, uma vez que tecidos radiculares (Nierop et al, 2005; Wiesenberg, 2006) e biomassa (Wiesenberg et al., 2010) têm um papel importante na composição lipídica do solo.

Em Argissolo com 11 anos de pastagem irrigada e piqueteada para o pastejo rotativo de ovinos, verificou-se que os teores de lipídeos totais diminuíram de 1,93 para 0,52 g kg⁻¹ (Oliveira, 2011), assim como nos estudos aqui apresentados (variação de 1,88 mata nativa para 0,37 g kg⁻¹ no SSP1- *E. falcata*). Em comparação com os resultados obtidos no presente trabalho, Assis et al. (2011) também encontraram variação de 1,49 a 0,72 g kg⁻¹ ao avaliarem a abundância e composição de lipídeos de um Latossolo Húmico sob floresta nativa, cultura de café e pastagem na Zona da Mata Mineira.

Os polifenóis têm sido reconhecidos como os reguladores de processos do solo, pois inibem a nitrificação, afetando a qualidade da serapilheira, tendo um efeito maior sobre as taxas de decomposição (Rice e Pancholy, 1973; Baldwin et al., 1983; Olson e Reiners, 1983; Hättenschwiler e Vitousek, 2000). No entanto, os polifenóis também podem interagir com a ciclagem de nutrientes de várias maneiras para além de uma correlação negativa entre a concentração de polifenóis e a taxa de decomposição. Estas interações podem ser consideradas para se ajustar dentro de dois grupos de mecanismos, efeitos sobre a atividade dos organismos do solo e os efeitos físico-químicos sobre os teores e formas de nutrientes (Hättenschwiler e Vitousek, 2000).

Os polifenóis entram no solo, principalmente por duas vias: como lixiviados subterrâneos das plantas e pela serapilheira do solo (Hättenschwiler e Vitousek, 2000). Segundo McClaugherty (1983), maiores quantidades de polifenóis são liberados a partir da decomposição da serapilheira (Hättenschwiler e Vitousek, 2000). Desse modo, a incorporação gradativa de resíduos nas áreas de floresta nativa e nos SSPs estão associados a maiores teores de polifenóis no solo, em comparação à pastagem a pleno sol.

Isto indica o efeito significativo das árvores nativas dos SSPs sobre os teores de polifenóis no solo, como é o caso dos solos sob a influência de *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. Peruiferum*, *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa* e *T. alba*, o que possivelmente ajuda na melhoria da fertilidade do solo, uma vez que os polifenóis no solo podem ser degradados e mineralizados como uma fonte de C para os microrganismos heterotróficos (Fierer et al., 2001; Kraus et al., 2004). Também podem ser transformados em substâncias húmicas insolúveis com alta recalcitrância por reações de

polimerização ou condensação com a contribuição dos microrganismos, ou podem ser absorvidos pelos argilominerais ou quelatados por íons de Fe ou Al (Hättenschwiler e Vitousek, 2000; Kraus et al., 2003). Há uma redução dos efeitos tóxicos do alumínio em solos de elevada acidez que concorre efetivamente com outros compostos carregados negativamente por sítios de sorção (Northup et al., 1998). Os polifenóis também podem reter cátions inorgânicos trocáveis (Ca, Mg e K), fornecendo sítios de sorção em solos altamente lixiviados e ácidos, e podem manter a disponibilidade de micronutrientes metálicos (por exemplo, Mn, Fe e Cu) pela formação de complexos orgânicos (Schnitzer et al., 1984; Zech et al., 1997). Desse modo, os maiores teores de polifenóis no solo constados nos SSP1 e SSP2, provavelmente, ajudam a melhorar a qualidade do solo. No entanto, pouca informação sobre a contribuição relativa de polifenóis para a capacidade global de troca catiônica do solo está disponível (Hättenschwiler e Vitousek, 2000).

Além disso, maiores teores de polifenóis no solo dos SSPs, oriundos da decomposição da serapilheira (Majuakim e Kitayama 2013), podem melhorar a disponibilidade de N por retenção do N orgânico na forma de complexos polifenol-proteína. Os altos teores de polifenóis no solo das árvores que crescem em solos pobres em N, como é o caso das áreas aqui estudadas, pode ser um mecanismo para reduzir as perdas de N por retenção do N na forma recalcitrante e assim evitar a lixiviação (Northup et al., 1995, 1998). Isto sugere que os compostos fenólicos na solução do solo podem atuar como um mecanismo das árvores para alterar as condições do solo para melhorar a sua aptidão para crescer em solo limitado em N (Majuakim e Kitayama 2013).

Embora o presente estudo tenha mostrado que os teores de polissacarídeos, lipídeos e polifenóis totais são alterados sob diversas coberturas vegetais, outros estudos são necessários para avaliar os efeitos a longo prazo com as mudanças da vegetação sobre a dinâmica e a preservação de polissacarídeos, lipídeos e polifenóis, para isto estudos em nível molecular podem ser interessantes. Até onde se sabe, os estudos sobre a composição bioquímica em solos tropicais brasileiros ainda são raros.

4.5. Acidez ativa e trocável, bases trocáveis e P disponível

A elevação da fertilidade da camada superficial pelas árvores nativas nos SSPs destaca-se pelos ganhos de fontes trocáveis de K, Ca e Mg no solo, o que provavelmente

são fonte efetiva do total de nutrientes absorvido pelas plantas (Melo et al 2009). Esse aumento da fertilidade gera ilhas de qualidade do solo nos SSPs pela maior entrada de nutrientes com o aporte de material decíduo pelas espécies arbóreas (Singh et al., 2004), uma vez que a liberação de nutrientes está associada aos maiores teores de COT e biomassa microbiana, principais compartimentos da matéria orgânica do solo (MOS) (Dick et al., 2009), como é o caso dos SSPs aqui estudados. Estes compartimentos da MOS servem como uma importante fonte de nutrientes, mas que ao mesmo tempo são muito sensíveis às práticas de manejo (Dick et al., 2009). A MOS tem efeitos diretos e indiretos na disponibilidade de nutrientes para as plantas. Além de servir de fonte direta de alguns elementos, por meio da sua mineralização, a MOS altera a disponibilidade de nutrientes de outras fontes pela sua influência nas reações de troca, sorção e solubilização (Stevenson, 1994). Consequentemente, os teores de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} da camada superficial dos SSP1 e SPP2, são altamente influenciados pelos maiores teores MOS, pois há um aumento da CTC do solo. Adicionalmente, a liberação na rizosfera de ácidos orgânicos (citrato, malato e oxalato) pelas raízes ao solo (López-Bucio et al., 2000a,b; Shane e Lambers, 2005) e pelos processos de decomposição microbiana de resíduos de plantas e animais, especialmente em solos florestais, como é o caso dos SSPs, promovendo um ataque ácido aos minerais do solo, liberando os elementos para a solução (Melo et al., 2009). Essa melhora da fertilidade do solo evidencia o papel fundamental que tem as árvores para manter a sustentabilidade de nossos ecossistemas (Perfecto e Vandermeer, 2008), resultado da capacidade que possuem para aproveitar nutrientes do solo inacessíveis para a maioria das espécies forrageiras herbáceas através da ciclagem de nutrientes, podendo ser considerado um processo de adubação natural das pastagens (Menezes et al., 2002; Tiessen et al., 2003; Carvalho et al., 2003; Deitenbach et al., 2008). Essa ciclagem de nutriente é percebida nos SSPs pela deposição gradativa de resíduos vegetais das árvores à pastagem que concorre para melhorar a fertilidade do solo (Carvalho et al., 2003), sendo um importante mecanismo de transferência de nutrientes da fitomassa vegetal para o solo (Caldeira et al., 2008; Viera et al., 2009), em ecossistemas tropicais (Schumacher et al., 2003). Dessa forma, contribui efetivamente para diminuir uma das principais causas de degradação das pastagens que é a deficiência de nutrientes no solo (Carvalho et al., 2003).

Os resultados mostraram efeitos significativos das árvores nativas sobre a fertilidade do solo, em comparação com a pastagem a pleno sol, com incrementos de pH

e de cátions trocáveis(K, Ca e Mg), influência positivamente na CTC e na saturação de bases, como é o caso de *Erythrina falcata*, espécie que teve os maiores aumentos de pH e cátions trocáveis. A menor relação lignina/nitrogênio dos resíduos que produz *Erythrina sp.*(Duarte, et al., 2013), é uma das características que ajuda na taxa de decomposição dos resíduos e seus efeitos sobre a disponibilidade de nutrientes (Mendonça e Stott, 2003;Silva et al., 2008).Isto é particularmente relevante em solos altamente intemperizados, localizados na região tropical, como é o caso de extensas áreas do Brasil (Lopes e Gimarães, 2007).

Portanto, a presença de *Z. tuberculosa* e *T. alba*, Bignoniaceas, e de *Erythrina falcata*, *M. Stipitatum*, *M. peruiferume* *M. nyctitans* nos SSPs estudados, leguminosas arbóreas nativas com potencial para fixação biológica de N, é favorável porque elas podem diminuir a relação C/N da serapilheira (Garayet al., 2003), favorecer o processo de decomposição(Garcia et al., 2010) e melhorar a fertilidade do solo(Forrester et al., 2006; Rosenstock et al., 2014). As incorporações das árvores nativas em pastagens melhoraram a fertilidade dos solos dessas áreas.

A queda da fertilidade do solo nas áreas de pastagem a pleno sol é causada pela extração de nutrientes em taxa maior que a reposição (Lopes e Gimarães, 2007), principalmente quando o manejo da pastagem não favorece a ciclagem de nutrientes (Dubeux Jr. Et al., 2007).Também práticas de manejo inadequadas, como, por exemplo, a adoção do pastejo contínuo ou superpastejo, levando à redução da cobertura vegetal, como é o caso do pasto a pleno sol aqui estudado, que apresentou a maior queda do teor de MOS, podem levar à diminuição da fertilidade dos solos, comprometendo a sua qualidade e seu funcionamento em ecossistemas produtivos (Lopes e Gimarães, 2007). De acordo com Cayuela et al. (2009), é a introdução de leguminosas arbóreas que promove o acúmulo de quantidades substanciais de C, o que favorece as propriedades químicas, a atividade da biomassa microbiana e o aumento da disponibilidade de nutrientes no solo (Macedo et al., 2008; Cayuela et al., 2009).

Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis no solo encontrados neste estudo foram, de forma geral, superiores aos obtidos por Silva et al. (2013) que avaliaram a fertilidade do solo em pastagem consorciada com leguminosas arbustivas e arbóreas exóticas. No entanto, os teores de P disponível e K^+ trocável foram menores do que os encontrados por Silva et al. (2013), exceto K^+ trocável em SSP1.Em concordância aos resultados aqui apresentados, outros estudos também apontam o efeito de espécies leguminosas na

redução na acidez do solo e elevação dos teores de K^+ e Mg^{2+} na profundidade de 0-10 cm (Nascimento et al., 2003).

Portanto, a escolha do componente arbóreo nos sistemas silvipastoris é fundamental para a sua sustentabilidade e é uma estratégia importante para otimizar o aproveitamento de nutrientes advindos da serapilheira e aumentar a MOS. Essa constatação é importante nas regiões tropicais úmidas, como o bioma da Mata Atlântica, onde está inserida a área em estudo, pois a manutenção da matéria orgânica no solo pode ser até mais importante para manter a produtividade do solo do que a liberação de nutrientes a curto prazo, e possivelmente as espécies arbóreas nativas aqui estudadas tenham um papel chave nessa conservação da qualidade do solo e aumentem a sustentabilidade dos sistemas produtivos de pastagens a médio e longo prazo (Franco et al., 2003)

Os resultados gerais da pesquisa evidenciam o potencial de uso em sistemas silvipastoris de árvores nativas como *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nycitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* para a manutenção de diferentes serviços ambientais prestados pela matéria orgânica do solo (Tabela 6), resultando em potenciais melhorias nas características químicas e biológicas do solo. Por conseguinte, o conhecimento da aptidão ecológica das árvores nativas na dinâmica da matéria orgânica e nutrientes do solo pode contribuir para a tomada de decisões sobre o desenho de sistemas silvipastoris e o direcionamento técnico e conscientização ecológica na exploração dos recursos florestais.

Tabela 6. Principais contribuições para o solo dos sistemas silvipastoris com diferentes espécies arbóreas nativas, em comparação a uma pastagem a pleno sol.

Família	Nome científico	Principais Contribuições									
		COT	NT	CL	NL	C _{mic}	N _{mic}	Polis	Lipi	Polif	Ferti
Leguminosae	<i>Erythrina falcata</i>	+	+	+	+	-	+	0	-	+	+
Leguminosae	<i>Machaerium stipitatum</i>	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+
Leguminosae	<i>Myroxylon peruiferum</i>	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+
Leguminosae	<i>Machaerium nycitans</i>	0	-	+	-	+	+	0	+	0	+
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	+	+	+	-	+	-	+	+	0	+
Bignoniaceae	<i>Tabebuia alba</i>	+	+	+	-	+	+	0	+	0	+
Leguminosae	<i>Dalbergia nigra</i>	+	+	+	+	+	-	+	0	0	0
Bignoniaceae	<i>Sparattoperma leucanthum</i>	0	0	-	+	+	+	+	-	0	0
Leguminosae	<i>Senna macranthera</i>	+	+	+	+	+	+	+	0	0	0

Contribuição positiva (+), negativa (-) ou neutra (0). Carbono Orgânico Total (COT); Nitrogênio Total (NT); Carbono Lábil (CL); Nitrogênio Lábil (NL); Carbono da Biomassa Microbiana (C_{mic}); Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{mic}); Polissacarídeos (Polis); Lipídeos (Lipi); Polifenóis (Polif); Fertilidade (Ferti).

5. CONCLUSÕES

As espécies arbóreas nativas nos sistemas silvipastoris contribuíram para conservar ou elevar os estoques de C e N das frações da matéria orgânica e algumas propriedades químicas e com isto melhorar a qualidade do solo. A contribuição das árvores foi inclusive observada nas maiores camadas (0-50 cm), onde, em relação ao pasto a pleno sol, maiores estoques de C e N foram observados.

Todas as árvores contribuíram de forma diferenciada para a melhoria da qualidade do solo, enquanto *E. falcata*, *M. stipitatum*, *M. peruiferum*, *M. nyctitans*, *Z. tuberculosa*, *T. alba*, foram mais efetivas em elevar a disponibilidade de nutrientes e estoques de carbono orgânico, através da decomposição do material depositado sobre o solo. Outras como *D. nigra*, *S. leucanthum* e *S. macranthera* só contribuíram para elevar os estoques de carbono orgânico. Isto indica a importância da diversidade nos sistemas agroflorestais. Todavia, além dos possíveis benefícios proporcionados pelas árvores nativas aqui estudados, outros fatores devem ser estudados para apontar os critérios de escolha de espécies florestais para sistemas consorciados, com o potencial de produção, arquitetura da parte aérea e do sistema radicular, assim como o arranjo espacial e temporal dessas espécies.

Os estudos aqui apresentados permitem concluir que os sistemas agroflorestais com pastagens são indicados para reverter o quadro de degradação das pastagens observados na região.

Estudos futuros devem ser desenvolvidos para o aprofundamento em diversos aspectos observados, tais como: interações ecológicas nos sistemas, deposição de resíduos orgânicos e serapilheira, aporte dos diferentes compartimentos de biomassa florestal para os estoques de C, N e ciclagem de nutrientes, fixação biológica de N, produção e qualidade das gramíneas forrageiras, entre outros.

6. ANEXOS

Anexo 1. Estoques de C orgânico (COT) e N total (NT) do solo nas camadas de 0-10, 10-30 e 30-50 cm em sistemas silvipastoris com diferentes espécies arbóreas nativas, pastagem a pleno sol e sob floresta nativa.

Cobertura Vegetal	COT, Mgha ⁻¹			NT, Mgha ⁻¹		
	Profundidade, cm			Profundidade, cm		
	0-10	10-30	30-50	0-10	10-30	30-50
Sistema silvipastoril 1 (SSP1)						
Erythrina falcata	35,13b	35,21b	42,35b	3,42a	3,43a	4,15a
Machaerium stipitatum	42,48ab	42,60ab	51,02ab	3,92a	3,92a	4,75a
Myroxylon peruiferum	37,45ab	37,54ab	45,04b	3,78a	3,78a	4,58a
Pastagem a pleno sol	23,06c	23,07c	27,73c	2,71b	2,72b	4,58a
Floresta nativa	46,49a	46,64a	55,69a	4,02a	4,02a	4,87a
Sistema silvipastoril 2 (SSP2)						
Machaerium nycitans	39,22bc	39,47bc	39,40bc	3,55a	3,55a	3,55a
Zeyheria tuberculosa	47,40b	47,10b	47,14b	4,15a	4,16a	4,15a
Tabebuia Alba	47,27b	47,89b	47,77b	4,83a	4,83a	4,83a
Pastagem a pleno sol	34,42c	34,66c	34,54c	3,90a	3,90a	3,90a
Floresta nativa	63,03a	63,68a	63,51a	4,84a	4,85a	4,85a
Sistema silvipastoril 3 (SSP3)						
Dalbergia nigra	51,77b	52,30b	52,17b	3,26b	3,26b	3,26b
Sparattoperma leucanthum	46,35c	46,69c	46,56c	3,10b	3,10b	3,10b
Senna macranthera	55,03ab	55,61ab	55,47ab	3,70a	3,70a	3,70a
Pastagem a pleno sol	45,58c	46,02c	45,90c	2,91b	2,91b	2,91b
Floresta nativa	58,80a	59,43a	59,22a	4,05a	4,05a	4,05a

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade (P<0,05).

Anexo 2. Estoques de carbono (CL) e nitrogênio (NL) lábeis do solo nas profundidades de 0-10, 10-30 e 30-50 cm em sistemas silvipastoris com diferentes espécies arbóreas nativas, pastagem solteira e sob floresta nativa.

Cobertura Vegetal	CLMgha ⁻¹			NL Mgha ⁻¹		
	Profundidade, cm			Profundidade, cm		
	0-10	10-30	30-50	0-10	10-30	30-50
Sistema silvipastoril 1 (SSP1)						
Erythrina falcata	3,32c	3,32c	4,02c	0,1a	0,10a	0,12a
Machaerium stipitatum	5,72a	5,73a	6,94a	0,11a	0,11a	0,14a
Myroxylon peruiferum	4,01b	4,01b	4,85b	0,07ab	0,07ab	0,09a
Pastagem solteira	2,33d	2,33d	4,85b	0,04b	0,04b	0,09a
Floresta nativa	5,75a	5,76a	6,96a	0,11a	0,11a	0,13a
Sistema silvipastoril 2(SSP2)						
Machaerium nycitans	2,07d	2,07d	2,07d	0,07b	0,07b	0,07b
Zeyheria tuberculosa	4,75b	4,75b	4,75b	0,07b	0,07b	0,08b
Tabebuia Alba	3,35c	3,34c	3,35c	0,08b	0,08b	0,08b
Pastagem solteira	1,85d	1,85d	1,85d	0,10ab	0,1ab	0,1ab
Floresta nativa	5,00a	5,01a	5,01a	0,12a	0,12a	0,12a
Sistema silvipastoril 3(SSP3)						

Dalbergia nigra	3,57c	3,58c	3,57c	0,09b	0,09b	0,09b
Sparatoperma leucanthum	0,89e	0,89e	0,89e	0,08b	0,08b	0,08b
Senna macranthera	4,33b	4,33b	4,33b	0,09b	0,09b	0,09b
Pastagem solteira	2,05d	2,05d	2,05d	0,05c	0,05c	0,05c
Floresta nativa	5,07a	5,07a	5,07a	0,11a	0,11a	0,11a

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade (P<0,05).

Anexo 3. Teores de carbono (C_{mic}) e nitrogênio da biomassa microbiana (N_{mic}) do solo nas profundidades de 0-10, 10-30 e 30-50 cm em sistemas silvipastoris com diferentes espécies arbóreas nativas, pastagem solteira e sob floresta nativa.

Cobertura Vegetal	$C_{mic}(\mu\text{g g}^{-1})$			$N_{mic}(\text{mg kg}^{-1})$		
	Profundidade, cm			Profundidade, cm		
	0-10	10-30	30-50	0-10	10-30	30-50
Sistema silvipastoril 1(SSP1)						
Erythrina falcata	76,82d	17,41d	19,75a	18,36c	23,50a	11,07a
Machaerium stipitatum	632,35b	350,64b	116,14a	29,90bc	27,99a	11,47a
Myroxyton peruiferum	252,23c	188,22c	114,68a	33,36b	26,06a	18,89a
Pastagem solteira	350,10c	159,73c	114,68a	20,97c	9,30 b	18,89a
Floresta nativa	816,23a	644,87a	109,39a	51,52a	25,16a	22,96a
Sistema silvipastoril 2(SSP2)						
Machaerium nycitans	672,83b	365,66b	305,83b	35,26b	14,65b	17,78a
Zeyheria tuberculosa	574,90b	369,99b	316,67b	19,21c	18,07ab	15,98a
Tabebuia Alba	387,76c	491,25ab	495,17a	17,55c	25,36a	19,29a
Pastagem solteira	369,64c	367,65b	308,76b	19,48c	19,77ab	15,58a
Floresta nativa	815,23a	603,25a	402,93ab	44,70a	24,74a	18,57a
Sistema silvipastoril 3(SSP3)						
Dalbergia nigra	703,60b	302,68c	271,96c	17,10c	16,51b	15,07b
Sparatoperma leucanthum	572,75c	604,67b	313,02bc	41,32a	19,33b	17,51b
Senna macranthera	687,32bc	548,26b	438,53ab	26,26b	18,43b	16,59b
Pastagem solteira	353,57d	169,80d	324,40bc	15,47c	18,69b	17,12b
Floresta nativa	860,18a	739,94a	499,00a	41,93a	27,16a	26,83a

Médias seguidas de mesma letra nas colunas não diferem entre si pelo teste de Duncan no nível de 5% de probabilidade (P<0,05).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar MI. Qualidade física do solo em sistemas agroflorestais [dissertação]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 2008.

Altieri M, Ferrel JG. Sistemas Agroforestales. In: Altieri M, editor. Agroecologia, bases científicas para uma agricultura sustentável. 4 ed. Montevideo: Nordan-Comunidad; 1999.

Amaral HF, Sena JOA, Schwan-Estrada KRF, Balota EL, Andrade DS. Soil chemical and microbial properties in vineyards under organic and conventional management in southern Brazil. R. Bras Ci Solo. 2011;35:1517-1526.

Andrade CMS, Valentim JF, Carneiro JC. Árvores de baginha (Stryphnodendron guianense) em ecossistemas de pastagens cultivadas na Amazônia Ocidental. R. Bras Zoot. 2002;31:574-582.

- Assis Júnior SL, Zanuncio JC, Kasuya MC, Couto L, Melido RC. Atividade microbiana do solo em sistemas agroflorestais, monoculturas, mata natural e área desmatada. *R. Árv.* 2003; 27:35-41.
- Assis CP, Vila FJG, Jucksch I, Pérez JAG, Neves JCL, Lani JL, Mendonça ES. Lipid abundance and composition of a humic Oxisol as a function of land use. *Sci Agr.* 2011;68:230-236.
- Araújo ASF, Melo WJ. Soil microbial biomass in organic farming system. *Ci Ru.* 2010;40:2419-2426.
- Araújo ASF, Cesar ZS, Leite LFC, Borges CD, Tsai SM, Eisenhauer N. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. *Soil Biol. Bioch.* 2013;66:175–181.
- Arshad MA, Schnitzer M, Angers DA, Ripmeester JA. Effects of till versus no-till on the quality of soil organic matter. *Soil Biol. Bioch.* 1990;22:595–599.
- Arraes RA, Mariano FZ, Simonassi AG. Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. *R. Eco Soc Rural.* 2012;50:119-140.
- Ayres E, Steltzer H, Berg S, Wallenstein MD, Simmons BL, Wall DH. Tree species traits influence soil physical, chemical, and biological properties in high elevation forests. 2009. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0005964>.
- Azar SG, Araújo FAZ, Oliveira ME, Azevêdo M RD. Biomassa e atividade microbiana do solo sob pastagem em sistemas de monocultura e silvipastoril. *R. Ci Agr.* 2013;34:2727-2736.
- Baldwin I, Olson R, Reiners W. Protein binding phenolics and the inhibition of nitrification in subalpine balsam fir soils. *Soil Biology and Biochemistry.* 1983;15:419-423.
- Bernardino FS, Garcia R, Sistemas Silvopastoris. *Pesq. Flor Bras.* 2009;60:77-87.
- Bernoux M, Cerri CC, Cerri CEP, Neto SM, Metay A, Perrin AS, Scopel E, Razamfimbelo T, Blavet D, Piccolo MC, Milne E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil. *Sustainable agriculture.* 2009;43:75-85.
- Blair GJ, Lefroy RDB, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J Agric Res.* 1995;46:1459-1466.
- Bochner JK, Fernandes MM, Pereira MG, Balieiro FC, Santana IKS. Matéria orgânica e agregação de um Planossolo sob diferentes coberturas florestais. *Cerne.* 2008;14:46-53.
- Bosa DM, Pacheco D, Pasetto MR, Santo R. Florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta ombrófila densa montana em Santa Catarina, Brasil. *R. Árv.* 2015;39:49-58.

Botero JC, Santos SRH, Fardim PM, Pontes MT, Sarmiento F. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes de espécies arbóreas nativas em um sistema agroflorestal na Zona da Mata de Minas Gerais. R. Árv. 2008;32:869-877.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Política Nacional sobre Mudança do Clima. Brasília, DF. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez 2009. Edição Extra. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/clima/politica-nacional-sobre-mudanca-do-clima>>. Acesso em janeiro 2015.

Brookes PC, Powlson DS, Jenkinson DS, Jenkinson DS. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. Soil Biol Biochem.1982;14:319-326.

Bull ID, Nott CJ, Bergen PF, Poulton PR, Evershed RP. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted classical experiments - VI. The occurrence and source of organic acids in an experimental grassland soil. Soil Biol Biochem.2000;32:1367-1376.

Caldeira MVW, Vitorino MD, Schaaf SS, Moraes E, Balbinot R. Quantificação de Serapilheira e de Nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. Semina: Ci Agrá. 2008;29: 53-68.

Cardoso EL, Silva ML, Moreira FM, Curi N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. Pesq. Agropec Bras. 2009;44:631-637.

Cardoso EL. Qualidade do solo em sistemas de pastagens cultivada e nativa na sub-região da nhecolândia, pantanal sul mato-grossense [dissertação]. Lavras: Universidade Federal de Lavras; 2008.

Cardoso EL, Silva NML, Silva CA, Curi N, Freitas FDA. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. Pesq. Agropec Bras. 2010a;45:1028-1035.

Cardoso IM, Duarte EGM, Souza EN, Carneiro JJ, Meier M, Fernandes JM, Siqueria LC, Garcia FCP. Agrobiodiversidade em sistemas de produção agroecológica. In: Cunha RFP, Cruz FLV. Métodos e Técnicas na Pesq. Etnobio Etnoeco. 2010b. p.18-36.

Carmo FF, Figueiredo CC, Ramos MLG, Vilvadi LJ, Araújo LG. Frações granulométricas da matéria orgânica em Latossolo sob plantio direto com gramíneas. Biosci. J. 2012;28:420-431.

Carneiro JJ. Sistemas agroecológicos conservam solo e água [dissertação]. Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa; 2013.

Carvalho M, Freitas V, Xavier D. Início de florescimento, produção de valor nutritivo de gramíneas forrageiras tropicais sob condição de sombreamento natural. Pesq. Agrop Bras. 2002;37:717-722.

Carvalho MM, Xavier DF, Alvim MJ. Arborização melhora a fertilidade do solo em pastagens cultivadas [internet]. Embrapa Gado de Leite, 2003 [acesso em 26 nov 2014].Disponível em: <http://www.cnpgl.embrapa.br>

- Cayuela ML, Sinicco T, Mondini C. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Soil Eco.* 2009;41:118-127.
- Cerri CEP, Feigl B, Cerri CC. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: Santos GA, Silva LS, Canellas LP, Camargo FO. eds. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2nd ed. 2008. p.325- 358.
- Chaer GM, Tótoia MR. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. *R. Bras. Ci.Solo.* 2007;31:1381-1396.
- Chen TH, Chiu CY, Tian GL. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest. *Pedobiologia.* 2005;49:645-653.
- Chen L, Rossi F, Deng S, Liu Y, Wang G, Adessi A, Philippis R. Macromolecular and chemical features of the excreted extracellular polysaccharides in induced biological soil crusts of different ages. *Soil Biol Biochem.* 2014;78:1-9.
- Coelho JS. *Ecofisiologia e composição bromatológica de brachiaria decumbens em sistemas silvipastoris com diferentes arranjos espaciais [dissertação]*. Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. 2012.
- Colica G, Li H, Rossi F, Li D, Liu Y, Philippis R. Microbial secreted exopolysaccharides affect the hydrological behavior of induced biological soil crusts in desert sandy soils. *Soil Biol Biochem.* 2014;68:62-70.
- Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª Aproximação*. 1ed. Ribeiro A.C, Guimarães PTG, Alvarez VH. eds. Viçosa. 1999.
- Costa NL, Townsend CR, Magalhães JA, Paulino VT, Pereira GAR. Utilização de sistemas silvipastoris na Amazônia Ocidental Brasileira. *R. Vet.* 2006;7:9-24.
- Costa OV, Cantarutti RB, Fontes FLE, Costa LM, Nacif SPG, Faria JC. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. *R. Bras Ci Solo.* 2009;33:1137-1145.
- Deitenbach A, Floriani G, Dubois J, Vivian J. *Manual agroflorestal para a Mata Atlântica*. 1. ed. Brasília: MDA, FAF. 2008.
- Dias-Filho MB. *Degradação de Pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação*. 4 ed. Belém: Ed do autor; 2011.
- Dick DP, Novotny EH, Dieckow J, Byer C. Química da matéria orgânica do solo. Melo VF, Alleoni LRF, editors. *Química e mineralogia do solo*. 1ª ed, parte II. Viçosa-Minas Gerais, SBCS; 2009. p. 1-67.
- Dontsova KM, Bigham JM. Anionic polysaccharide sorption by clay minerals. *Soil Sci Soc Amer J.* 2005;69:1026-1035.

Duarte GEM, Cardoso IM, Stijnen T, Medoça MAFC, Coelho MS, Cantarutti RB, Kuyper TW, Villani EMA, Mendonça ES. Decomposition and nutrient release in leaves of Atlantic Rainforest tree species used in agroforestry systems. *Agrofor Syst.* 2013; 87:835–847.

Ducatti F. Fauna edáfica em fragmentos florestais e em áreas reflorestadas com espécies da mata atlântica [dissertação]. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 2002.

Dubeux JCB, Sollenberger LE, Mathews BW, Scholberg JM, Santos HQ. Nutrient cycling in warm-climate grasslands. *Crop Sci.* 2007;47:915-928,

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de Métodos de Análise de Solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2nd ed. Rio de Janeiro.Embrapa; 1997.

FAO, IFAD and WFP. El Estado de la Inseguridad Alimentaria en el Mundo 2015. Cumplimiento de los objetivos internacionales para 2015 en relación con el hambre: balance de los desiguales progresos In: Informe el sobre hambre 2015; 27 maio 2015; Rome. Itália. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; 2015.

Fearnside PM, Barbosa RI. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management.* 1998; 108:147-166.

Fernandes MM, Silva MD, Veloso ME, Oliveira TM, Fernandes MRM, Sampaio FMT, Biomassa microbiana e matéria orgânica em áreas desertificadas revegetadas com pinhao-manso solteiro e consorciado com gramínea no Sui do Piaul. *R. Bras Ci Agrar.* 2013;8:.464-469.

Fierer N, Schimel JP, Cates RG, Zou J. Influence of balsam poplar tannin fractions on carbon and nitrogen dynamics in Alaskan taiga floodplain soils. *Soil Biol Biochem.* 2001;33:1827-1839.

Forrester DI, Bauhus J, Cowie AL, Vanclay JK. Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review. *For Ecol Manage.* 2006;233:211-230.

Franco AA, Resende AD, Campello EFC. Importância das leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade de sistemas agroflorestais. *Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável.* 2003. P.1-24.

Franchini JC, Debiasi H, Balbinot Junior AAB, Tonon BC, Farias JRB, Oliveira MCN, Torres E. Evolution of crop yields in different tillage and cropping systems over two decades in southern Brazil. *Field Crop Res.* 2012;137:178-185.

Freitas AF. Uso de árvores em pastagem: interação entre angico vermelho (*Anadenanthera peregrina*) e braquiária (*Braquiária* sp) [dissertação]. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa; 2010.

Freitas HR, Cardoso IM, Jucksch I. Legislação ambiental e uso da terra: o caso da Zona da Mata de Minas Gerais. *R. Bras Ci Solo.*2004;29:22-27.

Galdos MV, Cerri CC, Cerri CEP. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. *Geoderma.* 2009;153:347-352.

Gama-Rodrigues EF, Gama-Rodrigues AC, Paulino GM, Franco AA. Atributos químicos e microbianos de solos sob diferentes coberturas vegetais no norte do Estado do Rio de Janeiro. *R. Bras Ci Solo*. 2008;32:1521-1530.

Garay I, Kindel A, Carneiro R, Franco AA, Barros E, Abbadie L. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. *R. Bras Ci Solo* 2003;27:705-712.

Garcia R, Tonucci RG, Gobbi KF. Sistemas Silvopastoris: uma integração pasto, árvore e animal. In: Oliveira Neto SN, Vale AB, Nacif AP, Vila MB, Assis JB. Sistema Agrossilvipastoril –Integração lavoura, pecuária e floresta. Viçosa, MG: Sociedade de Investigações Florestais, 2010, 123-166.

Grandy AS, Neff JC. Molecular C dynamics downstream: the biochemical decomposition sequence and its impact on soil organic matter structure and function. *Sci. Total Environ*. 2008;404:297–307.

Guggenberger G, Zech W, Thomas RJ. Lignin and carbohydrate alteration in particle-size separates of an oxisol under tropical pastures following native savanna. *Soil. Biol Biochem*. 1995;27:1629–1638.

Hackl E, Bachmann G, Zechmeister-Boltenstern S. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *For. Ecol Manage*. 2004;188:101–112.

Hagedorn F, Spinnler D, Siegwolf R. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter. *Soil Biol Biochem*. 2003;35:1683–1692.

Harvey CA, Komar O, Chazdon R, Ferguson BG, Finegan B, Griffith DM, Martínez-Ramos M, Morales H, Nigh R, Soto-Pinto L, van Breugel M, Wishnie M. (2008) Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conserv Biol*. 2008;22:8–15.

Hättenschwiler S, Vitousek PM. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trend in Ecology and Evolution*. 2000;15:238-243.

He J, Kuhn NJ, Zhang XR, Zhang XR, Li HW. Effects of 10 years of conservation tillage on soil properties and productivity in the farming–pastoral ecotone of Inner Mongolia, China. *Soil Use and Management*. 2009;25:201-209.

Hoorman JJ, Moraes SJ.C, Reeder R. The Biology of Soil Compaction. *Soil Till Res*. 2011;68:49-57.

Houghton RA. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. In: Lal R, Kimble J, Levine E, Stewart BA. eds. *Soils and global change*. Boca Raton, CRC Lewis Publishers, 1995. p.45-65.

Islam KR, Weil RR. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. *Biol. Fertil Soils*. 1998;27:408-416.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário: Brasil grandes regiões e unidades da federação. Rio de Janeiro: Instituto Estadual de Florestas - IBGE, 2006. p. 777.

Instituto brasileiro de geografia e estatísticas. Censo Demográfico: Rio de Janeiro. IBGE 2002 [internet]. [acesso em 15 jan 2010]. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?z=t&o=1>

Instituto brasileiro de geografia e estatística. Censo demográfico 2000: Características da população e dos domicílios: resultados do universo [internet]. IBGE, 2001. [acesso em 15 jan 2010]. Disponível em: www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/.../indic_sociais2002.pdf

Instituto Nacional de Meteorologia. Climatologia de meses e trimestres de maiores e menores temperaturas e pluviosidades médias no período de 1961-2009. [internet]. [acesso em 15 jul 2015]. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>

Iwata BF, Leite FL, Araújo AS, Nunes LA, Gehring C, Campos LP. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. R. Bras. Eng. Agríc Amb. 2012;16:730–738.

Jakelaitis A, Silva AA, Santos AA, Vivian R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagens e áreas cultivadas. Pes. Agro Trop. 2008;38:118-127.

Jansen B, Nierop KGJ, Hageman JA, Cleef AM, Verstraten JM. The straight-chain lipid biomarker composition of plant species responsible for the dominant biomass production along two altitudinal transects in the Ecuadorian Andes. Organic Geochemistry. 2006;37:1514-1536.

Jenkinson DS, Powlson DS, Wedderburn RWM. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—III. The relationship between soil biovolume, measured by optical microscopy, and the flush of decomposition caused by fumigation. Soil Biol Biochem. 1976;68:189–202.

Jerke C, Sousa DMG, Goedert WJ. Distribuição do carbono orgânico em Latossolo sob manejo de adubação fosfatada em plantio direto no Cerrado. Pesq. Agro Bras. 2012;47:442-448.

Jobbàgy EG, Jackson RB. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecological Applications. 2000;10:423–436.

Kaiser K, Zech W. Release of natural organic matter sorbed to oxides and a subsoil. Soil Sci Soc. 1999;63:1157–1166.

Karhu K, Wall A, Vanhala P, Liski J, Esala M, Regina K. Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks - Comparison of measured C stocks with Yasso07 model results. Geoderma. 2011;164:33-45.

Kichel NA, Costa JAA, Almeida RG. Vantagens da recuperação e renovação de pastagens degradadas com a utilização de sistemas integrados de produção agropecuária. R. Agro Negóc. 2012;11:48-50.

- Kiem R, Kogel-Knabner I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Biol Biochem.* 2003;35:101–118.
- Ker JC. Mineralogia, sorção e dessorção de fosfato, magnetização e elementos traços de Latossolos do Brasil. [Dissertação]. Viçosa- MG: Universidade Federal de Viçosa; 1995.
- Köppen W, Geiger R. *Klimate der Erde.* Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. Wall-map 150cmx200cm.
- Kraus TEC, Dahlgren RA, Zasoski RJ. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems - a review. *Plant and Soil.* 2003;256:41-66.
- Kraus TEC, Zasoski RJ, Dahlgren RA, Horwath WR, Preston CM. Carbon and nitrogen dynamics in a forest amended with purified tannins from different plant species. *Soil Biol Biochem.* 2004;36:309-321.
- Laganière J, Angers DA, Paré D. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Glob Change Biol.* 2010;16:439–453.
- Leite LFC, Mendonça ES, Neves JCL, Machado PLOA, Galvão JCC. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *R. Bras Ci Solo.* 2003; 27:821-832.
- Lemma B, Nilsson I, Klejac DB, Olsson M, Knicker H. Decomposition and substrate quality of leaf litters and fine roots from three exotic plantations and a native forest in the southwestern highlands of Ethiopia. *Soil Biol Biochem.* 2007;39:2317-2328.
- Lima SS, Leite LF, Oliveira CF, Castro FAA, Costa BD, Gualter RM. Teores de nutrientes da serapilheira e do solo sob sistema agroflorestal em área de transição no norte do Piauí. *R. Bras Agroeco.* 2007;2:1034-1037.
- Lima SS, Aquino AM, Leite LF. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. *Pesq. Agrop Bras.* 2010;45:322-331.
- Lisboa BB, Vargas KL, Silveira OA, Martins FA, Selbacht PA. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. *R. Bras Ci Solo.* 2012;36:33-44.
- Lopes AS, Guimarães LR. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: Novais RF, Alvarez VH, Barros NF, Cantarutti RB, Neves JC, editors. *Fertilidade do solo.* 1ª ed. Viçosa-Minas Gerais, SBCS; 2007. p. 1-64.
- López-Bucio J, Nieto-Jacobo MF, Ramírez-Rodríguez V, Herrera-Estrella L. Organic acid metabolism in plants: from adaptive physiology to transgenic varieties for cultivation in extreme soils. *Plant Sci.* 2000a;160:1-13
- López-Bucio J, De La Vega OM, Guevara-García A, Herrera-Estrella L. Enhanced phosphorus uptake in transgenic tobacco plants that overproduce citrate. *Nat Biotechnol.* 2000b;18:450-453.

Shane MW, Lambers H. Cluster roots: curiosity in context. *Plant Soil*. 2005;274:101-125.

Lopes MM, Salviano AAC, Araújo ASF, Nunes LAP, Oliveira ME. Changes in soil microbial biomass and activity in different Brazilian pastures. *Span. J Agric Res*. 2010;8:1253–1259.

Lorenzi H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1ª ed. Nova Odessa, SP: Plantarum; 1992. 352p.

Loss A, Costa ME, Pereira MG, Beutler SJ. Agregação, matéria orgânica leve e carbono mineralizável em agregados do solo. *R. Fac Agro*. 2014;113:1-8.

Lourente ERP, Mercante FM, Alovise TAM, Gomes FC, Gasparini AS, Nunes MC. Atributos microbiológicos, químicos e físicos do solo sob diferentes sistemas de manejo e condições de Cerrado. *Pesq Agrop Trop*. 2011;41:20-28.

Lowe LE. Total and labile polysaccharide analysis of soils. In: Carter MR. ed. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd ed. Lewis, 1993, p. 373-376.

Macedo MO, Resende AS, Garcia PC, Boddey RM, Jantalia CP, Urquiaga S; Campello EFC, Franco AA. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *For. Ecol Manage*. 2008;255:1516-1524.

Macedo MCM. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. *R. Bras Zootec*. 2009;38:133- 146.

Majuakim L, Kitayama K. Influence of polyphenols on soil nitrogen mineralization through the formation of bound protein in tropical montane forests of Mount Kinabalu, Borneo. *Soil Biol Biochem*. 2013;57:14-21.

Martins JC, Menezes RSC, Sampaio ESB, Dos Santos AF, Nagai MA. Produtividade de biomassa em sistemas agroflorestais e tradicionais no Cariri Paraibano. *R. Bras Eng Agríc Amb*. 2013;17:581–587.

Martins MDR. Carbono orgânico e polissacarídeos em agregados de um latossolo vermelho eutrófico em seqüências de culturas sob semeadura direta [dissertação]. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista; 2008.

McGinty MM, Swisher ME, Alavalapati J. Agroforestry adoption and maintenance: self-efficacy, attitudes and socio-economic factors. *Agrofor Syst*. 2008;73:99–108.

McClaugherty CA. Soluble polyphenols and carbohydrates in throughfall and leaf litter decomposition. *Acta Oecol*. 1983;4: 375-385.

- Melo VF, Castilhos RMV, Pinto LFS. Reserva mineral do solo. Melo VF, Alleoni LRF, editores. Química e mineralogia do solo. 1ª ed, parte I. Viçosa-Minas Gerais, SBCS; 2009. p. 251-332.
- Mello CR, SáMAC, Curi N, Mello JM, Viola MR, Silva AM. Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais. *Pesq. agropec. bras.* 2007;42:537-545.
- Melloni R, Melloni EGP, Alvarenga MIN, Vieira FBM. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de minas gerais. *R. Bras Ci Solo.* 2008;32:2461-2470.
- Mendonça ES, Matos ES. Matéria orgânica do solo: métodos de análises. 1ªed. Viçosa: UFV; 2005.
- Mendonça ES, Stott DE. Characteristics and decomposition rates of pruning residues from a shaded coffee system in Southeastern Brazil. *Agrofor Syst.* 2003;57:117–125.
- Menezes RSC, Salcedo IH, Elliott ET. Microclimate and nutrient dynamics in a silvopastoral system of semiarid northeastern Brazil. *Agrofor. Syst.* 2002; 56:27-38.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Ken J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 2000;403:853-858.
- Naafs DFW, Van-Bergen PF, Jong MA, Oonincx A, Leeuw JW. Total lipid extracts from characteristic soil horizons in a podzol profile. *Eur. J Soil Sci.* 2004;55: 657–669.
- Nações Unidas. Anuário do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente [internet], 2012. [acesso em Setembro 2103]. Disponível em: <http://www.onu.org.br/anuario-do-pnuma-mostra-reducao-de-produtividade-em-24-do-solo-global-por-uso-insustentavel/>.
- Nair PK. An Introduction to Agroforestry. 1 ed. 1993. p.171-172, 269-271, 277-279.
- Nascimento JT, Silva IF, Santiago RD, Silva NLF. Efeito de leguminosas nas características químicas e matéria orgânica de um solo degradado. *R. Bras Eng Agríc Amb.* 2003; 7:457-462.
- Nascimento MC, Riva RD, Chagas CDS, Oliveira HD, Dias LE, Fernandes Filho EI, Soares VP. Uso de imagens do sensor ASTER na identificação de níveis de degradação em pastagens. *R. Bras Eng Agríc Amb.* 2006;10:196-202
- Nave LE, Vance ED, Swanston CW, Curtis PS. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma.* 2009;153:231–240.
- Neto OSN, Vale AB, Nacif PA, Vilar BM, Assis BJ. Sistema Agrossilvipastoril: integração lavoura, pecuária e floresta. 1a ed. Viçosa. UFV; 2010.
- Neves CMN, Silva MLN, Curi N, Cardoso EL, Macedo RLG, Ferreira MM, Souza FS. Atributos indicadores da qualidade do solo em sistema agrossilvipastoril no noroeste do Estado de Minas Gerais. *Ci. Flor.* 2007;74:45-53.

Nicoloso RS, Lovato T, Amado TJC, Bayer C, Lanza Nova ME. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. *R. Bras Ci Solo*. 2008;32:2425-2433.

Nierop KGJ, Naafs DFW, Van Bergen PF. Origin, occurrence and fate of extractable lipids in Dutch coastal dune soils along a pH gradient. *Org. Geochem*. 2005;36:555-566.

Noce CM, Costa AG, Piuzeana D, Vieira VS, Carvalho C. Geologia da Folha Manhuaçu 1:100.000. Rio de Janeiro, CPRMServiço Geológico do Brasil, UFMG-Programa Geologia do Brasil. 2006.

Northup R, Yu Z, Dahlgren R, Vogt K. Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature*. 1995;377:227-229.

Northup R, Dahlgren RA, McColl JG. Polyphenols as regulators of plant litter-soil interactions in northern California's pygmy forest: a positive feedback. *Biogeochemistry*. 1998;42:189-220.

Oliveira SP. Qualidade de solo em argissolo sob pastagem irrigada [dissertação]. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará; 2011.

Olson R, Reiners W. Nitrification in subalpine balsam fir soils: tests for inhibitory factors. *Soil Biology and Biochemistry*. 1983;15:413-418.

Palm CA, Sanchez PA. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of tree tropical legumes. *Biotropica*. 1990;22:330-332.

Perfecto I, Vandermeer J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems a new conservation Paradigm. *Ann. N. Y. Acad. Sci*. 2008;1134: 173-200.

Pessoa APM. Biomassa microbiana, frações de carbono e fósforo orgânico de um latossolo húmico sob diferentes usos [dissertação]. Pernambuco: Universidade Federal Rural de Pernambuco; 2011.

Pezarico CR, Vitorino TAC, Mercante MF, Daniel, O. Indicadores de qualidade do solo em sistemas agroflorestais. *R. Ci. Agr*. 2013;56:40-47.

Porto-Gonçalves CA. O desafio ambiental. 1 ed. Rio de Janeiro. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. 2006.

Portugal AF, Costa ODAV, Costa LM. Propriedades físicas e químicas do solo em áreas com sistemas produtivos e mata na região da zona da mata mineira. *R. Bras Ci Solo*. 2010;34:575-585.

Powlson DL, Brookes PCK, Christensen BT. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. *Soil Biol. Biochem*. 1987;19:159-164.

Prescott CE. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*. 2010; 101:133-149.

- Prevedello J, Vogelmann SE, Kaiser DR, Fontanela E, Reinert DJ, Reicher DJ. Agregação e matéria orgânica de um argissolo sob diferentes preparos do solo para plantio de Eucalipto. *Pes. Flo Bras.* 2014;34:149-158.
- Quénéa K, Derenne S, Largeau C, Rumpel C, Mariotti A. Variation in lipid relative abundance and composition among different particle size fractions of a forest soil. *Org. Geochem.* 2004;35:1355-1370.
- Radomski MI, Rabiski J. Fertilidade do solo e produtividade das pastagens em sistema silvipastoril com *Grevillea Robusta*. *Pesq. Flor Bras.* 2012;32:53-61.
- Rasse DP, Rumpel C, Dignac MF. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant Soil.* 2005;269:341-356.
- Resende TM, Roselen V. Degradação do solo pela conversão do cerrado em pastagem natural na bacia do Ribeirão Born Jardim (Triângulo Mineiro I MG). *Ate Geog.* 2011;5:118-134.
- Resh SC, Binkley D, Parrotta JA. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with Eucalyptus species. *Ecosystems.* 2002;5:217-231.
- Rice E, Pancholy S. Inhibition of nitrification by climax ecosystems. II. Additional evidence and possible role of tannins. *American Journal of Botany.* 1973;60:691-702.
- Roberson EB, Sarig S, Firestone MK. Cover crop management of polysaccharide-mediated aggregation in an orchard soil. *Soil Sci Soc Amer J.* 1991;55:734-738.
- Rodrigues CO. Relações luminosas e desempenho do capim-braquiária em sistema agrossilvipastoril [dissertação]. Diamantina:Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri; 2012.
- Rosenstock TS, Tully KL, Arias NC, Neufeldt H, Butterbach BK, Verchot LV. Agroforestry with N₂-fixing trees: sustainable development's friend or foe? *Elsevier. Current Opinion in Environ Sust.* 2014;6:15-21.
- Rosset JS, Schiavo JA, Atanázio RAR. Atributos químicos, estoque de carbono orgânico total e das frações humificadas da matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar. *Ci Agrá.* 2014;35:2351-2366.
- Rossi F, Micheletti E, Bruno L, Adhikary SP, Albertano P, De Philippis R. Characteristics and role of the exocellular polysaccharides produced by five cyanobacteria isolated from phototrophic biofilms growing on stone monuments. *Biofouling.* 2012;28:215-224.
- Ruiz HA. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte + argila). *R. Bras Ci Solo.* 2005;29:297-300.
- Salla L. Efeito da disponibilidade de sombra sobre o conforto térmico de novilhas leiteiras. *R. Bras Agroeco.* 2009;4:3343-3346.

Salton JC, Mielniczuk J, Bayer C, Boeni M, Conceição PC, Fabricio AC, Macedo MCM, Broch DL. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *R. Bras Ci Solo*. 2008;32:11-21.

Schnitzer M, Barr M, Hartenste R. Kinetics and characteristics of humic acids produced from simple phenols. *Soil Biol. Biochem*. 1984;16:371-76.

Schumacher MV, Brun EJ, Rodrigues LM, Santos EM. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia negra (*Acacia mearnsii* De Wild) no Estado do Rio Grande do Sul. *R. Árv*. 2003;27:791-798.

Silva AB, Lira Junior MA, Dubeux Junior JCB, Figueiredo MVB, Vicentin RP. Estoque de serapilheira e fertilidade do solo empastagem degradada de *Brachiaria decumbens* após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. *R. Bras. Ci. Solo*. 2013; 37:502-511.

Silva EF, Lourente REP, Marchetti ME, Mercante FM, Ferreira TAK, Fujii CG. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. *Pesq. Agrop Bras*. 2011;46:1321-1331.

Silva GTA, Matos LV, Nóbrega PO, Campello EFC, Resende ASR. Chemical composition and decomposition rate of plants used as green manure. *Sci Agric*. 2008;65:298-305.

Silva IR, Mendonça ES. Matéria orgânica do solo. In: Novais RF, Alvarez VH, Barros NF, Cantarutti RB, Neves JC, editors. *Fertilidade do solo*. 1ª ed. Viçosa-Minas Gerais, SBCS. 2007. p. 274-374.

Silva MSC, Silva EMR, Pereira MG, Silva CF. Estoque de Serapilheira e Atividade Microbiana em Solo sob Sistemas Agroflorestais. *Flor. Amb*. 2012;19:431-441.

Singh RK, Dutta RK, Agrawal M. Litter decomposition and nutrient release in relation to atmospheric deposition of S and N in a dry tropical region. *Pedobiologia* 2004; 48(4): 305-311.

Sisti CPJ, Santos HP, Kohhan R, Albes BJR, Urquiaga S, Bodey RM. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil Till Res*. 2004;76:39-58.

Six J, Frey SD, Thiet RK, Batten KM. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Sci Soc Amer J*. 2006; 70:555-569.

S.O.S. Mata Atlântica. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 2005-2008 [internet]. São Paulo. Fundação S.O.S. Mata Atlântica. 2009. [acesso em 10 mai 2015]. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas%20mata%20atlantica-relatorio2005-2008.pdf

Souza GP. Frações lábeis e humificadas do carbono orgânico do solo em sistemas de manejo com sucessão soja-milho no Cerrado [dissertação]. Brasília: Universidade de Brasília; 2013.

- Souza SE. Conforto térmico de vacas leiteiras em monocultivo de capim marandu e em sistema silvipastoril com coqueiros [dissertação]. Parnaíba: Universidade Federal do Piauí; 2009.
- Souza HN, Cardoso IM, Fernandes JM. Selection of native trees for intercropping with coffee in the Atlantic Rainforest biome. *Agrofor. Syst.* 2010;80:1-16.
- Spaccini R, Mbagwu JSC, Igwe CA, Conte P, Piccolo A. Carbohydrates and aggregation in lowland soils of Nigeria as influenced by organic inputs. *Soil Till Res.* 2004; 75:161–172.
- Sparling GP. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J Soil Res.* 1992; 30:195-207.
- Sparling GP, West AW. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labeled cells. *Soil Biol. Biochem.* 1988; 20:337-343.
- Stevenson FJ. Lipids in soil. *J Amer Oil Chem Soc.* 1966;43:203-210.
- Stevenson FJ. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, reactions.* 2nd ed. New York: Published simultaneously. 1994. p. 443.
- Switzer GL, Nelson LE. Nutrient accumulation and cycling in Loblolly Pine (*Pinus taeda*) plantation ecosystems: The first 20 years. *Soil Sci Soc Am.* 1972;36:143-147.
- Tedesco MJ, Gianello G, Bissani CA, Bohnen H, Volkweis SI. *Análise de solo, plantas e outros materiais.* 2nd ed. Porto Alegre: UFRGS. 1995.
- Tiessen H, Menezes RSC, Salcedo IH, Wick B. Organic matter transformations and soil fertility in a treed pasture in semiarid NE Brazil. *Plant Soil.* 2003;252:195-205.
- Trannin ICB, Siqueira JO, Moreira FMS. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. *R. Bras Ci Solo.* 2007;31:1173-1184.
- Vandermeer J, Perfecto I. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conserv Biol.* 2007;21:274–277.
- Veldkamp E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. *Soil Sci Soc Amer J.* 1994;58:175-180.
- Vieria J, Teixeira MB, Loss A, Lima E, Zonta E. Produção de folheto e retorno de nutrientes ao solo pela espécie *Eucalyptus urograndis*. *R. Bras Agroeco.* 2009;4:40-43.
- Walkley A, Black IA. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 1934;37:29-38.

Walsh SE, Maillard JY, Russell AD, Catrenich CE, Charbonneau DL, Bratolo RG. Activity and mechanisms of action of selected biocidal agents on gram positive bacteria. *J Appl Microbiol.* 2003;94:240-247.

Wardle DA. Controls of temporal variability of soil microbial biomass: a global-scale synthesis. *Soil Biol Biochem.* 1997;30:1627-1637.

Weisenberg GLB, Dorodnikov M, Kuzyakov Y. Source determination of lipids in bulk soil and soil density fractions after four years of wheat cropping. *Geoderma.* 2010;156:267-277.

Wiesenberg GLB, Schwark L, Schmidt MWI. Extractable lipids and colour in particle-size fractions and bulk arable soils, *Eur J Sol Sci.* 2006;57:634–643.

Xavier DF, Carvalho MM, Alvim MJ, Botrel MA. Melhoramento da fertilidade do solo em pastagem de *Brachiaria decumbens* associada com leguminosas arbóreas. *Past.Trop.* 2003;25:23-26.

Xavier DF, Silva FJ, Campos DSC, Boddey RM. Dinâmica da serapilheira em pastagens de braquiária em sistema silvipastoril e monocultura. *Pesq. Agrop Bras.* 2011;46:1214-1219.

Yeomans JC, Bremner JM. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci Plant Animal.* 1988;19:1467-1476.

Zech W, Senesi N, Guggenberger G, Kaiser K, Lehmann J, Miano TM, Miltner A, Schroth G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma.* 1997;79:117-161.

Zhang N, Wan S, Li L, Bi J, Zhao M, Ma K. Impacts of urea N addition on soil microbial community in a semi-arid temperate steppe in northern China. *Plant Soil.* 2008;311:19–28.

Zimmer AH, Macedo MC, Kichel NA, Alemida RG. Degradação, recuperação e renovação de pastagens [internet]. Embrapa Gado de Corte. 2012.[acesso em 18 fev 2013]. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/951322>.

Zhongkui L, Wang E, Sun, OJ. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. *Geoderma.* 2010;155:211-223.