**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estoques de carbono e nitrogênio do solo e fluxo de gases do
efeito estufa em solos cultivados com pinhão manso
(*Jatropha spp.*)**

Rita de Cássia Alves de Freitas

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências. Área de concentração: Solos
e Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2015**

Rita de Cássia Alves de Freitas
Engenheira Agrônoma

**Estoques de carbono e nitrogênio do solo e fluxo de gases do efeito estufa em
solos cultivados com pinhão manso (*Jatropha spp.*)**
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI**

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências. Área de concentração: Solos
e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Freitas, Rita de Cássia Alves de

Estoques de carbono e nitrogênio do solo e fluxo de gases do efeito estufa em solos cultivados com pinhão manso (*Jatropha spp.*) / Rita de Cássia Alves de Freitas. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.
116 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Matéria orgânica do solo 2. Mudança do uso da terra 3. Doses de nitrogênio 4. Fator de emissão de N₂O 5. Biodiesel I. Título

CDD 633.85
F866e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICATÓRIA

*À minha mãe Maria das Dôres,
Aos meus irmãos Carla Rejane e Carlos Rafael,
Ao meu amado Ramon Rêgo,*

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus pela saúde, esperança e força.

À minha mãe, Maria das Dôres, pelo apoio irrestrito e indispensável em todos os momentos da minha vida.

Aos meus queridos irmãos, Carla Rejane e Carlos Rafael, pelo apoio incondicional às minhas escolhas.

Ao Ramon por entender minhas prioridades, ter paciência e me fazer feliz. Também pelas contribuições nas análises estatísticas dos dados.

Ao professor Carlos Eduardo Pellegrino Cerri pela orientação, apoio e confiança em mim depositada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” pela oportunidade de realização desse curso.

À Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de estudo durante o período de doutorado (Processo: 2012/02873-9).

Aos pesquisadores Diana Signor Deon, Cesar José da Silva, Bruno Galveas Laviola, Marcos Antônio Drumond, Plínio Barbosa de Camargo, Carlos Clemente Cerri e Débora Milori pela colaboração na realização das coletas e análises deste trabalho.

Ao Dr. Luiz Fernando Carvalho Leite, pesquisador da EMBRAPA MEIO-NORTE, por ter me incentivado à pesquisa durante a minha graduação.

Aos grandes amigos Bruna Botin, Rafael Butke, Danielle Oliveira, Siglea Freitas, Ingrid Santana, Evandro Schonell, Bárbara Elias, e Sâmia Lima pelo apoio e amizade sempre presentes.

Aos amigos e colegas de curso, Rafaela Feola, Dener Oliveira, Daniele Oliveira, Flávio Araújo, Sueli Rodrigues, Joice Bonfim, Aijânio Silva, Cristiano Dela Piccola, Mariana Delgado, Paulo Roger, Jean Cleyson, Sabrina Novaes, Izaías Pinheiro, André Franco, Mariana Durigan, Sarah Novais e Thalita Abbruzzini.

Aos professores do Departamento de Ciência do Solo, por partilharem seus conhecimentos.

A todos os funcionários da ESALQ e do CENA que contribuíram para a realização deste trabalho, em especial aos laboratoristas Eleusa Bassi, Ralf Vieira, Lílian Duarte e Maria Antônia.

Aos estagiários do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo: Gustavo Popin, Juliane Colognesi, Yasmini Bittar, Lívia Rombola e Júlio Casagrande.

A todos não citados, que de alguma forma colaboraram nesse trabalho, meu agradecimento.

EPÍGRAFE

"O que fizemos apenas por nós mesmos morre conosco,
O que fizemos pelos outros e pelo mundo permanece e é imortal."

Albert Pike

"A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará ao seu tamanho original."

Albert Einstein

SUMÁRIO

RESUMO.....	13
ABSTRACT	15
1 INTRODUÇÃO GERAL	17
Referências	19
2 ESTOQUE E COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DO CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO EM CRONOSSEQUÊNCIAS DE CULTIVO DE PINHÃO MANSO.....	21
Resumo	21
Abstract	21
2.1 Introdução	22
2.2 Material e métodos	24
2.2.1 Caracterização das áreas de estudo	24
2.2.2 Coleta e preparo das amostras de solo e planta	26
2.2.3 Teores de carbono e nitrogênio do solo e razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$...	28
2.2.4 Estoques de carbono e nitrogênio do solo	28
2.2.5 Origem do carbono do solo	29
2.2.6 Forma de análise dos resultados	30
2.3 Resultados	30
2.3.1 Teores de C e N do solo e relação C/N.....	30
2.3.2 Razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$).....	32
2.3.3 Estoques de C e N do solo e origem do C do solo.....	37
2.4 Discussão.....	41
2.4.1 Acúmulo e origem do C no solo	41
2.4.2 Acúmulo de N no solo e $\delta^{15}\text{N}$	45
2.5 Conclusões.....	46
Referências	47
3 QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM ÁREAS CULTIVADAS COM PINHÃO MANSO	53
Resumo	53
Abstract	53
3.1 Introdução	54
3.2 Material e métodos	55
3.2.1 Caracterização das áreas de estudo	55

3.2.2 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	56
3.2.3 Índice de Manejo do Carbono (IMC)	57
3.2.4 Espectroscopia de Fluorescência Induzida por Laser (FIL)	57
3.2.5 Biomassa microbiana do solo	57
3.2.6 Forma de análise dos resultados	58
3.3 Resultados e discussão	59
3.3.1 Carbono nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo	59
3.3.2 Índice de Manejo do Carbono (IMC)	62
3.3.3 Índice de humificação da matéria orgânica do solo (H_{FIL})	64
3.3.4 Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo	67
3.4 Conclusões	69
Referências	69
4 EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA ASSOCIADA À APLICAÇÃO DE FERTILIZANTE NITROGENADO EM SOLOS SOB CULTIVO DE PINHÃO MANSO	75
Resumo	75
Abstract	75
4.1 Introdução	76
4.2 Material e métodos	77
4.2.1 Descrição das áreas de estudo	77
4.2.1.1 Dourados-MS	78
4.2.1.2 Piracicaba-SP	78
4.2.2 Avaliação das emissões de GEE	79
4.2.3 Forma de análise dos resultados	80
4.3 Resultados	82
4.3.1 Dourados-MS	82
4.3.2 Piracicaba-SP	85
4.4 Discussão	87
4.4.1 Efeito da fertilização nitrogenada sobre a emissão de GEE	87
4.4.2 Fator de emissão de N_2O	90
4.5 Conclusões	92
Referências	92
5 POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO DO PINHÃO MANSO NO BRASIL	99

Resumo	99
Abstract	99
5.1 Introdução	100
5.2 Material e métodos	102
5.2.1 Descrição da área de estudo	102
5.2.2 Cálculo do sequestro/emissão de carbono no solo	103
5.3 Resultados e discussão	104
5.3.1 Sequestro de carbono no solo em cultivos de pinhão manso	104
5.3.2 Comparação com outras culturas	106
5.3.3 Mitigação das emissões de GEE com uso de biodiesel de pinhão manso	108
5.4 Conclusões	110
Referências	110
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	115

RESUMO

Estoques de carbono e nitrogênio do solo e fluxo de gases do efeito estufa em solos cultivados com pinhão manso (*Jatropha* spp.)

O cultivo de pinhão manso é indicado como uma opção multi-propósito já que além de ser utilizado como matéria-prima para produção de biodiesel, reduzindo as emissões de gases do efeito estufa (GEE) quando este biocombustível é utilizado em substituição aos combustíveis fósseis, também pode estocar C no solo. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o potencial de sequestro de C no solo em cultivos de pinhão manso, bem como as alterações na qualidade da matéria orgânica do solo (MOS). Para tanto, foram quantificados os estoques de C e N do solo e os fluxos de GEE em cultivos de pinhão manso. O cálculo das taxas de sequestro de C no solo foi efetuado pela diferença entre o acúmulo de C no solo e as emissões de GEE, expressos em C equivalente (C-eq). A qualidade da MOS foi avaliada por meio da análise isotópica, fracionamento físico, índice de manejo do C (IMC), grau de humificação (H_{FIL}) e teores de C e N na biomassa microbiana. A conversão da vegetação nativa em agroecossistemas alterou a quantidade e composição da MOS nos biomas Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, especialmente nas camadas superficiais. O cultivo de pinhão manso manteve os teores e estoques de C e N do solo, independentemente do uso da terra anterior (pastagem, milho ou vegetação nativa), com tendência de aumento em função do tempo de cultivo da cultura. Adicionalmente, a análise isotópica do C e N demonstrou que a partir de dois anos de cultivo do pinhão manso há mudanças na composição da MOS. As contribuições do C derivado dos resíduos vegetais do pinhão manso para o C total do solo atingiram 11,5% após 7 anos de cultivo, na camada 0-30 cm. O cultivo de pinhão manso aumentou os teores de C nas frações da MOS, o IMC e os teores de C e N da biomassa microbiana em função do tempo de implantação da cultura, o que evidencia o potencial de melhoria da qualidade da MOS desse sistema a longo prazo. O H_{FIL} foi menor nas áreas de pinhão manso em relação à vegetação nativa, indicando que os incrementos nos teores de C nessas áreas estão associados ao aumento da matéria orgânica menos estável e que a preservação seletiva não é o principal mecanismo de acumulação de C em solos sob pinhão manso. Os fatores de emissão de N_2O variaram de 0,21 a 0,46% para doses inferiores à 150 kg ha^{-1} , sendo emitidos $0,0362 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C-eq quando aplicada a dose média usual no cultivo de pinhão manso ($75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O balanço anual entre o acúmulo de C no solo e a emissão dos GEE mostrou que o cultivo de pinhão manso por 7 anos produz saldo positivo, que significou um sequestro de $0,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em C-eq. O presente estudo é pioneiro no Brasil e os resultados gerados nesta pesquisa são base para a análise de ciclo de vida do pinhão manso como matéria prima para a produção de biodiesel.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo; Mudança do uso da terra; Doses de nitrogênio; Fator de emissão de N_2O ; Biodiesel

ABSTRACT

Carbon and nitrogen storage in soil and greenhouse gases emission in areas cultivated with *Jatropha* spp

Jatropha cultivation is pointed as a multipurpose option whether is used for biodiesel production reducing greenhouse gases (GHG) emissions when replaces the need for fossil fuels, and also for storing C in the soil. The overall objective of this work was to evaluate the C sequestration potential of soil cultivated with *Jatropha*, as well as the variations in soil organic matter (SOM) quality. Therefore, C and N stocks were determined and GHG fluxes were measured in *Jatropha* cultivation. The difference between results from soil C storage and GHG emissions were used to calculate the C sequestration rates, defined as the C-equivalent (C-eq). SOM quality was assessed by isotopic analysis, physical fractioning, C management index (CMI), humufication degree (H_{FIL}) and microbial C and N content. Land use change from native vegetation to agroecosystems altered the amount and composition of soil organic matter located in biomes of Cerrado, Atlantic Forest and Caatinga, especially within the surface layers. *Jatropha* cultivation preserved soil N and C stocks and contents, regardless of previous land use management (pasture, maize or native vegetation), proning to increase with cultivation time. Additionally, the isotopic analysis of C and N showed changes in SOM after two years with *Jatropha* cultivation. After 7 years of cultivation, the contribution of carbon derived from *Jatropha* residues to the total amount of the element stored within the 0-30 cm layer of soil reached 11.5%. The *Jatropha* cultivation increased the C contents in SOM, the CMI and microbial C and N contents along with cultivation time, which highlights the potential of *Jatropha* cultivation to improve SOM quality in the long term. H_{FIL} of the areas with *Jatropha* cultivation showed lower values compared to the native vegetation. This indicates the increments of C contents for the areas planted with *Jatropha* are associated to the increase of the less stable portion of SOM and that the selective preservation is not the main mechanism responsible for C accumulation in soils under *Jatropha* cultivation. The N_2O emission factors ranged from 0.21 to 0.46% for the doses up to 150 kg ha^{-1} . Considering the average N fertilization rates applied annually in comercial *Jatropha* cultivation ($75 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), the crop is responsible for the emission of $0.0362 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ of C-eq. Moreover, the annual balance between soil C storage and GHG emission indicated that *Jatropha* cultivation for 7 years is able to contribute to the carbon sequestration accounting for $0.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ of C-eq stored in the soil. This study is pioneer in Brazil and the results generated in this research are basis for life cycle analysis of the *jatropha* as a feedstock for biodiesel production in Brazil.

Keywords: Soil organic matter; Land use change; Nitrogen rates; N_2O emission fator; Biodiesel

1 INTRODUÇÃO GERAL

Uma das principais fontes de debate da comunidade científica mundial diz respeito às atuais mudanças climáticas. Essas alterações estão sendo provocadas pelo aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE), entre os quais se destacam o dióxido de carbono (CO₂), o óxido nitroso (N₂O) e o metano (CH₄). Em 2011 as concentrações de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) excederam os níveis pré-industriais em cerca de 40%, 150% e 20%, respectivamente (IPCC, 2013).

O mais recente relatório elaborado pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) enfatiza que as emissões de GEE devido a ações antrópicas são as principais causas para as atuais mudanças climáticas (IPCC, 2014), que estão intimamente ligados com as práticas agrícolas (STAVI; LAL, 2013). Estima-se que a agricultura seja responsável por 20% das emissões mundiais de GEE de origem antropogênica, caracterizando esse setor como um dos responsáveis pelo aumento do efeito estufa (JOHNSON et al., 2005). No Brasil, mais de 70% das emissão de GEE está relacionada com a mudança de uso da terra e a atividade agropecuária (CERRI et al., 2007)

Entre as opções de mitigação, o relatório aponta para o aumento da participação dos biocombustíveis na oferta de energia, como uma medida fundamental no tratamento das emissões e seus efeitos sobre a segurança alimentar e sobre a redução da pobreza. Estudos apontam que sistemas de produção que preconizam a utilização de culturas voltadas à produção de energia renovável, especialmente culturas perenes, apresentam potencial para acumular carbono no solo, por aportarem importante quantidade de resíduos culturais ao solo (LA SCALA JUNIOR et al., 2012; FRAZÃO et al., 2014; SRIVASTAVA; SHARMA; SINGH, 2014; SOUZA et al., 2015).

Dentre as oleaginosas disponíveis para a produção de biodiesel, o pinhão manso (*Jatropha spp*) é uma espécie promissora, por apresentar uma elevada produção de óleo por unidade de área, por sua adaptabilidade a áreas marginais e degradadas, inaptas para a produção de alimentos, assim, não compete com culturas para fins de alimentação (WANI et al., 2012). Por outro lado, é uma espécie exótica e ainda não completamente domesticada (PANDEY et al., 2012).

Alterações na matéria orgânica do solo (MOS) podem ser medidas por meio das mudanças no conteúdo total de C no solo e nas suas frações químicas e físicas. Porém, o uso do conteúdo total de C tem um potencial de resposta limitado já que pequenas mudanças são difíceis de serem detectadas (BLAIR; LEFROY; LISLE, 1995). Nesse sentido, tornam-se importantes tanto as avaliações dos estoques como dos compartimentos do C para verificar a capacidade do cultivo de pinhão manso em alterar a qualidade da MOS.

Concomitantemente, a avaliação dos fluxos de GEE permite comparar o impacto ambiental de diferentes práticas de manejo do solo e de resíduos, possibilitando a recomendação de boas práticas e a adoção de políticas que visem mitigar as emissões tornando o biodiesel um combustível que substitua com vantagens ambientais, sociais e econômicas um combustível fóssil (BORDONAL et al., 2012; FELTEN et al., 2013).

O “sequestro de carbono” em agroecossistemas engloba tanto o acúmulo de carbono no solo em comparação com um ecossistema de referência, quanto à redução de emissão de GEE das principais fontes de emissão (combustíveis, energia elétrica, pesticidas e fertilizantes) (BERNOUX et al., 2006; LAL, 2008). Nesse sentido, tornam-se importantes as estimativas dos estoques de carbono do solo, bem como as emissões de GEE para avaliar o comportamento dos solos quanto à sua capacidade de funcionar como fonte ou dreno de carbono em diversas condições associadas ao cultivo de *Jatropha ssp.*

Adicionalmente, não há na literatura informações disponíveis sobre o sequestro de carbono associado ao pinhão manso. Dessa forma, é necessária a geração das primeiras informações sobre o potencial de sequestro de carbono no solo em cultivos de pinhão manso. Essa informação é atualmente de extrema valia no processo de exportação de biodiesel. Um país importador vai exigir saber o valor da “pegada de carbono” do biodiesel produzido no Brasil para comprovar o quanto ele realmente reduz a emissão de GEE quando adicionado ao combustível fóssil.

Nesse contexto, o objetivo geral deste trabalho foi quantificar os estoques de carbono e nitrogênio do solo e os fluxos de GEE em cultivos de pinhão manso e estimar o potencial de sequestro de carbono no solo desse sistema. Dessa maneira, foram determinadas as alterações nos estoques de carbono e nitrogênio (capítulo 2), bem como as mudanças na qualidade desse material orgânico (capítulo 3), em cronossequências de cultivo de pinhão manso em Planaltina (DF), Dourados (MS) e

Araripina (PE). Adicionalmente, quantificaram-se as emissões GEE (N₂O, CO₂ e CH₄) associadas à aplicação de diferentes doses de fertilizante mineral nitrogenado no processo produtivo do pinhão manso (capítulo 4). Por fim, foram calculadas as taxas de sequestro ou emissão de carbono no solo em cultivo de pinhão manso, sendo possível estimar o potencial de mitigação das emissões de GEE com uso de biodiesel de pinhão manso no Brasil (capítulo 5).

Referências

- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.S.; SCOPEL, E.; BLAVET, D.; PICCOLO, M.C.; PAVEI, M.A.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 26, p. 1–8, 2006.
- BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, 1995.
- BORDONAL, R.D.; DE FIGUEIREDO, E.B.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest, considering other conservationist management practices. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v.4, n.6, p.846-858, 2012.
- CERRI, C.E.P.; SPAROVEKI, G.; BERNOUX, M. EASTERLING, W.E.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.
- FELTEN, D.; FROBA, N.; FRIES, J.; EMMERLING, C. Energy balances and greenhouse gas-mitigation potentials of bioenergy cropping systems (Miscanthus, rapeseed, and maize) based on farming conditions in Western Germany. **Renewable Energy**, Oxford, v.55, p. 160-174, 2013.
- FRAZÃO, L.A.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil carbon stocks under oil palm plantations in Bahia State, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 62, p. 1-7, 2014.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC, 2013: Climate change 2013: the physical science basis. In STOCKER, T.F.; D. QIN, G.-K. PLATTNER; M. TIGNOR; S.K. ALLEN; J. BOSCHUNG; A. NAUELS; Y. XIA; V. BEX MIDGLEY, P.M. (Ed.). **Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013.

_____. IPCC, 2014: Mitigation of Climate Change. **Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. EDENHOFER, O.R. ;PICHES-MADRUGA, Y.; SOKONA, E. ;FARAHANI, S.; KADNER, K. ;SEYBOTH, A.; ADLER, I. ;BAUM, S. ;BRUNNER, P.; EICKEMEIER, B.; KRIEMANN, J. ;SAVOLAINEN, S. ;SCHLÖMER, C.; VON STECHOW, T. ;ZWICKEL, A.; MINX, J.C. (Ed.)... Cambridge, United: Cambridge University Press, Kingdom; New York, NY, USA, 2014. 1435p.

JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D.C.; ALLMARAS, R.R.; SAUER, T.J.; VENTEREA, R. T.; DELL, C. J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 83, p.73–94, 2005.

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, v. 363, p. 815–830, 2008.

LA SCALA JUNIOR, N.L.; DE FIGUEIREDO, E.B.; PANOSSO, A.R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 775-785, 2012.

PANDEY, V.C.; KRIPAL SINGH, K.; SINGH, J.S.; KUMAR, A.; SINGH, B.; SINGH, R.P. *Jatropha curcas*: A potential biofuel plant for sustainable environmental development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 16, p. 2870-2883, 2012.

SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; VERDADE, L.M.; JOLY, C.A.; NETTO, P.E.A.; CANTARELLA, H.; CHUM, H.L.; DIAZ-CHAVEZ, R.; FERNANDES, E.; FINCHER, G.; GOLDEMBERG, J.; NOGUEIRA, L.A.H.; HUNTLEY, B.J.; JOHNSON, F.X.; KARP, A.; LEAL, M.R.L.V.; LYND, L.R.; MACEDO, I.C.; MACIEL FILHO, R.; MASSAFERA, M.P.; NASSAR, A.M.; NIGRO, F.E.B.; OSSEWIJER, P.; RICHARD, T.L.; SADDLER, J.N.; SAMSETH, J.; SEEBALUCK, V.; SOMERVILLE, C.R.; VAN DER WIELEN, L.; SLUYS, M.A.V.; WOODS, J.; YOUNGS, H. Bioenergy numbers. In: SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; JOLY, C.A.; VERDADE, L.M. (Ed.). **Bioenergy and Sustainability**: Bridging the gaps. Paris: SCOPE, 2015. chap.2, p. 28-58.

SRIVASTAVA, P.; SHARMA, Y.K.; SINGH N.; Soil carbon sequestration potential of *Jatropha curcas* L. growing in varying soil conditions. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 68, p. 155–166, 2014.

STAVI I, LAL R. Agroforestry and biochar to offset climate change: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 33, p.81–96, 2013.

WANI, SP.; CHANDER, G.; SAHRAWAT, K.L.; RAO, C.S.; RAGHVENDRA, G.; SUSANNA, P.; PAVANI, M. Carbon sequestration and land rehabilitation through *Jatropha curcas* (L.) plantation in degraded lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 161, p. 112–120, 2012.

2 ESTOQUE E COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DO CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO EM CRONOSSEQUÊNCIAS DE CULTIVO DE PINHÃO MANSO

Resumo

O objetivo deste estudo foi quantificar os estoques de C e N do solo, bem como as abundâncias naturais de ^{13}C e ^{15}N do solo, em cronossequências de cultivo de pinhão manso. Para isso, foram coletadas amostras de solo até 100 cm de profundidade em áreas sob pinhão manso com tempos crescentes de implantação, as quais foram comparadas com os diferentes usos da terra anteriores. As cronossequências avaliadas estão localizadas em Planaltina-DF (Cerrado-pastagem-pinhão manso), Dourados-MS (Mata Atlântica-cultivo anual-Pinhão manso) e Araripina-PE (Caatinga-pinhão manso). Nas amostras de solo foram determinados os teores de C e N e as razões isotópicas $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ por combustão via seca, em analisador elementar acoplado ao espectrômetro de massa. Após o ajuste das massas equivalentes de solo, os resultados dos estoques de carbono e nitrogênio foram calculados para o intervalo de profundidade de 0-30 e 0-100 cm. Na camada 0-30 cm, a conversão de Cerrado em pastagem aumentou em 11% o estoque de C e manteve o estoque de N. Já o cultivo de milho por 30 anos reduziu em média 28% os estoques de C e N em relação à Mata Atlântica. O cultivo de pinhão manso manteve os teores e estoques de C e N do solo, independentemente do uso da terra anterior, com tendência de aumento em função do tempo de cultivo da cultura. Adicionalmente, a análise isotópica do C e N demonstrou que a partir de dois anos de cultivo do pinhão manso há mudanças na composição da matéria orgânica do solo, sendo que as contribuições do C derivado dos resíduos vegetais do pinhão manso para o C total do solo atingiram 11,5% após 7 anos de cultivo, na camada 0-30 cm. A substituição da vegetação original por sistemas agropastoris acarretou mudanças significativas na quantidade e composição da matéria orgânica do solo nos biomas Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, especialmente nas camadas superficiais.

Palavras-chave: Matéria orgânica do solo; $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$; Biodiesel; Cerrado; Mata Atlântica; Caatinga

Abstract

The objective of this research was to quantify the soil C and N stocks and the natural abundances of ^{13}C and ^{15}N in chronosequences of *Jatropha spp.* cultivation. Soil samples were collected up to 100 cm depth in areas under *Jatropha spp.* with increasing cultivation times, which were compared with different previous land uses. The evaluated chronosequences were located in Planaltina-DF (Cerrado-Pasture-*Jatropha*) Dourados-MS (Atlantic forest-Maize-*Jatropha*) and Araripina-PE (Caatinga-*Jatropha*). C and N contents of soil and the $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ isotopic ratios were determined by dry combustion in elemental analyzer with mass spectrometry. The results of the carbon and nitrogen stocks were calculated for the 0-30 and 0-100 cm layers. In the 0-30 cm layer, the conversion of Cerrado to pasture increased by 11% the C stock while the N stocks were constant. The 30-year Maize cultivation there was a reduction of 28% on stocks of C and N in relation to Atlantic Forest. The *Jatropha spp.* cultivation kept the soil C and N stocks, regardless of the previous use land, with an increasing trend in the C contents and stocks depending on the *Jatropha spp.* cultivation time. In addition, isotopic analysis of C and N indicated changes in the composition of soil organic matter after two years of *Jatropha spp.* cultivation. Also, the

contributions of C derived from *Jatropha* residues for the total soil C reached 11.5% after 7 years of implementation in the 0-30 cm layer. The replacement of the original vegetation by agropastoral systems caused significant changes in the amount and composition of soil organic matter in the Cerrado, Atlantic Forest and Caatinga, especially in the soil surface layers.

Keywords: Soil organic matter; $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$; Biodiesel; Brazilian biomes

2.1 Introdução

O mais recente relatório elaborado pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) enfatiza que as emissões de gases de efeito estufa (GEE) devido a ações antrópicas são as principais causas para as atuais mudanças climáticas e que os efeitos dessas mudanças climáticas serão catastróficos, caso não sejam realizadas as ações necessárias para mitigar as emissões de GEE (IPCC, 2014).

Entre as múltiplas opções de mitigação, o relatório aponta para o aumento da participação dos biocombustíveis na oferta de energia, como uma medida fundamental no tratamento das emissões e seus efeitos sobre a segurança alimentar e sobre a redução da pobreza. No setor agrícola, destaca-se o reflorestamento com espécies nativas e/ou consorciadas com plantas cultivadas de interesse econômico que podem contribuir para o sequestro de C e a diminuição da emissão dos GEE, ou seja, tornem o solo menos emissor e mais absorvedor de GEE (NAIR et al., 2009).

Nesse sentido, o cultivo de pinhão manso (*Jatropha spp*) é indicado como uma opção multi-propósito já que além de ser utilizado como matéria-prima para produção de biodiesel, reduzindo as emissões de GEE, também pode estocar carbono na biomassa e no solo (MAKKAR; BECKER, 2009). Incrementos de 1,3 a 6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, até 30 cm de profundidade, em áreas de pinhão manso em diferentes condições edafoclimáticas na Índia foram observados por Srivastava, Sharma e Singh (2014). Porém, há poucas informações na literatura sobre a influência do cultivo de pinhão manso na qualidade do solo, especialmente no acúmulo de C e N no solo para as condições do Brasil.

O pinhão manso é uma das principais culturas usadas na produção de biodiesel em diversos países, como China e Índia, especialmente pela quantidade e qualidade do óleo extraído (GASPARATOS et al., 2012). O teor de óleo nas sementes varia de 30 a 35% que pode ser convertido em biodiesel de boa qualidade por transesterificação (CONTRAN et al., 2013). As principais vantagens do cultivo do pinhão manso são o baixo custo de produção e sua capacidade de produzir em solos

de baixa fertilidade, além de ser resistente à seca. Adicionalmente, o pinhão manso é de fácil cultivo, perene, apresenta boa produtividade, não compete com culturas para fins de alimentação e pode ser usado para reflorestar áreas degradadas (ACHTEN et al., 2010).

A redução nas emissões de GEE em função da substituição de combustíveis fósseis pelo biodiesel varia de 30 a 60% (SOUZA et al., 2015). Adicionalmente, estudos apontam que os sistemas de produção que preconizam a utilização de culturas voltadas à produção de energia renovável apresentam potencial para sequestrar carbono no solo, por aportarem importante quantidade de resíduos culturais ao solo (LA SCALA JUNIOR et al., 2012; FRAZÃO et al., 2014; SRIVASTAVA; SHARMA; SINGH, 2014; SOUZA et al., 2015). Segundo Souza et al. (2015) culturas perenes utilizadas como matérias-primas para produção de biocombustíveis podem aumentar de 0,5 a 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C no solo. Frazão et al. (2014) observaram que os estoques de C do solo aumentaram até 25% nos plantios comerciais de palma derivados de Mata Atlântica.

O balanço de carbono e nitrogênio no solo é controlado por fatores climáticos e biogeoquímicos e são influenciados diretamente por mudanças no uso e ocupação da terra. Neste sentido, tornam-se importantes as quantificações dos estoques de C e N do solo para avaliar o comportamento dos solos quanto à sua capacidade de funcionar como fonte ou dreno de C e N sob cultivo de pinhão manso em diversas condições edafoclimáticas no Brasil.

Em sistemas agropastoris podem ser observados dois processos simultâneos de evolução do C e N do solo: a contínua mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) derivada da vegetação nativa e a progressiva incorporação da MOS derivada dos restos culturais da cultura introduzida. A análise da variação na abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ tem sido boa ferramenta para avaliar o impacto das mudanças no uso da terra na MOS, evidenciando quanto dos resíduos vegetais das culturas implantadas estão contribuindo para a formação da MOS (BERNOUX et al., 1998; GUARESCHI; PEREIRA; PERIN, 2014).

A técnica de abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ baseia-se nas diferenças existentes na assinatura isotópica natural entre plantas de ciclo fotossintético C3, que varia de -34 a -24‰, e C4 que é de -19 a -6‰ (SMITH EPSTEIN, 1971). Com relação ao N, as concentrações de $\delta^{15}\text{N}$ oriundas de fontes naturais variam entre -10 a +10‰, sendo essas variações atribuídas aos processos fisiológicos que ocorrem nas plantas,

a associações com microrganismos, a diferentes fontes de N utilizadas na agricultura e a demanda de N pelas plantas (HOGBERG, 1997; LOOS et al., 2014).

A fim de gerar as primeiras informações sobre o impacto do cultivo de pinhão manso na dinâmica da MOS no Brasil, objetivou-se quantificar os estoques de C e N do solo, bem como as abundâncias naturais de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do solo, em cronossequências de cultivo de pinhão manso com tempos crescentes de implantação.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Caracterização das áreas de estudo

Foram avaliados os estoques de C e N em amostras de solo coletadas em áreas sob diferentes usos em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE.

Em Planaltina-DF, o estudo foi realizado no campo experimental da Embrapa Cerrados, localizada a 15° 35' S e 47° 42' W e 1200 m acima do nível do mar. O período chuvoso estende-se de outubro a abril, com precipitação anual de 1400 a 1600 mm, sendo 80% da ocorrência distribuída entre os meses de novembro a abril. A temperatura média é de 21°C, mantendo-se constante na maior parte do ano. O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico (EMBRAPA, 2013).

Foi selecionada para a amostragem de solo uma cronossequência composta por quatro áreas cultivadas com pinhão manso com tempos crescentes de cultivo (1, 2, 3 e 4 anos), em espaçamento de 4 x 2 m (densidade de 1.250 plantas ha⁻¹) e implantados em áreas ocupadas anteriormente por pastagens. Adicionalmente, foram avaliadas outras duas áreas adjacentes, com solos de mesma classe textural, cultivados com pastagem bem manejada por 30 anos e vegetação nativa (Cerrado, utilizado como referência), totalizando seis áreas. A principal vantagem do uso de cronossequências é concentrar as amostragens em uma única ocasião, ao invés de esperar vários anos para avaliação temporal da dinâmica do carbono e nitrogênio no solo. Inicialmente, toda a área em estudo se encontrava sob vegetação primária de Cerrado, caracterizada como típica savana (CHAPUIS-LARDY et al., 2002). Entre 1933 e 1960, quando o Cerrado cobria toda a área, ocorreu a retirada das maiores árvores com diferentes finalidades madeireiras. Daí em diante, as áreas hoje cultivadas foram totalmente desmatadas e convertidas em pastagem, restando um

fragmento de Cerrado, que nesse estudo foi utilizado como referência. O histórico do uso da terra encontra-se na Figura 2.1.

Figura 2.1 - Uso das áreas ao longo do tempo. As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3) e 4 anos de cultivo (PM 4), pastagem e uma área de vegetação nativa (Cerrado) em Planaltina-DF

O segundo local de estudo situa-se no campo experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, localizada a 22° 14' S e 54° 49' W e altitude média de 452 m, no município de Dourados-MS. O clima da região é classificado como Mesotérmico Úmido (Cwa) com verões quentes e invernos secos, conforme Koppen. A precipitação média anual é de 1.500 mm e a temperatura média anual é de 22°C. O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico (EMBRAPA, 2013). Neste local, foi amostrada uma cronosequência composta por três áreas cultivadas com pinhão manso com tempos crescentes de cultivo (3, 5 e 7 anos), em espaçamento de 4 x 2 m e implantados em áreas ocupadas anteriormente por cultura anual, uma área cultivada com cultura anual (milho) com preparo convencional por 30 anos e uma área sob vegetação nativa (Mata Atlântica), utilizada como referência, totalizando cinco áreas. Inicialmente, toda a área em estudo se encontrava sob vegetação primária de Mata Atlântica, em 1970 as áreas hoje cultivadas foram desmatadas, restando um fragmento de vegetação nativa (referência). O histórico do uso da terra encontra-se na Figura 2.2.

Em Araripina-PE o estudo foi realizado no campo experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, localizada a 07° 27' S e 40° 24' W e altitude de 831 m, em um Latossolo Amarelo Distrófico típico (EMBRAPA, 2013). A vegetação é basicamente composta por Caatinga Hiperxerófila, com trechos de Floresta Caducifólia. O clima é do tipo tropical semiárido, com chuvas de verão, tendo o período chuvoso início em novembro e término em abril com precipitação média de 750 mm e com temperatura média de 24°C. Foi selecionada para a amostragem de solo uma

cronossequência composta por duas áreas sob pinhão manso com 4 e 6 anos de implantação da cultura em espaçamento de 3 x 2 m (densidade de 1.650 plantas ha⁻¹), e uma área de vegetação nativa (Caatinga), utilizada como referência, totalizando três áreas. O histórico do uso da terra encontra-se na Figura 2.3.

Figura 2.2 - Uso das áreas ao longo do tempo. As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 3 (PM 3), 5 (PM 5) e 7 anos de cultivo (PM 7), cultura anual (milho) e uma área de vegetação nativa (Mata Atlântica) em Dourados-MS

Figura 2.3 - Uso das áreas ao longo do tempo. As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 4 (PM 4) e 6 anos de cultivo (PM 6), e uma área de vegetação nativa (Caatinga) em Araripina-PE

2.2.2 Coleta e preparo das amostras de solo e planta

Em cada uma das áreas selecionadas foram coletadas amostras em uma trincheira central e em quatro trincheiras periféricas. Na trincheira central e nas trincheiras periféricas foram coletadas amostras nas profundidades 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. As amostras de solo foram secas ao ar, homogeneizadas, tamisadas em peneira de 2 mm e submetidas à sequência de análises. Na Tabela 2.1 é apresentada a caracterização química e física das áreas avaliadas em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE.

Tabela 2.1 - Valores médios de pH em CaCl₂, CTC efetiva (CTCe), CTC potencial (T), saturação de bases (V), P, S, densidade do solo (Ds) e teor de argila em solos sob diferentes usos em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE

ÁREAS ⁽¹⁾	pH CaCl ₂	CTCe ⁽²⁾ mmol _c dm ⁻³	T ⁽³⁾	V ⁽⁴⁾ %	P ⁽⁵⁾ mg dm ⁻³	S ⁽⁶⁾ mg dm ⁻³	Ds ⁽⁷⁾ kg dm ⁻³	Argila ⁽⁸⁾ g kg ⁻¹
0-10 cm								
PLANALTINA								
Cerrado	4,0	17,7	96,3	3,3	3,9	1,5	1,09	515
Pastagem	4,8	22,4	67,6	31,8	3,8	2,3	1,18	568
PM 1	5,4	50,1	76,9	64,8	4,5	5,9	1,10	575
PM 2	5,3	49,7	75,8	65,2	4,5	4,5	1,09	588
PM 3	5,3	63,1	89,7	69,0	7,5	2,6	1,10	567
PM 4	5,2	43,8	78,9	53,9	6,6	4,4	1,19	598
DOURADOS								
Mata Atlântica	5,3	112,1	157,0	70,7	16,2	8,5	0,89	699
Cultura anual	4,6	46,0	108,7	39,3	48,4	17,0	1,22	623
PM 3	4,4	43,9	132,5	28,7	28,0	22,9	1,15	654
PM 5	4,5	53,1	130,9	38,8	42,8	15,8	1,06	650
PM 7	5,0	65,6	111,3	58,1	39,7	8,6	1,21	606
ARARIPINA								
Caatinga	3,9	11,9	39,1	19,2	2,0	10,2	1,33	202
PM 4	4,8	22,9	37,1	51,4	10,4	18,0	1,28	204
PM 6	4,2	13,6	38,3	27,3	8,0	22,5	1,33	236
10-20 cm								
PLANALTINA								
Cerrado	4,1	13,3	80,1	3,4	4,3	5,4	1,15	541
Pastagem	4,7	17,1	64,8	24,0	3,3	3,7	1,12	584
PM 1	5,1	27,7	62,5	43,3	3,1	12,2	1,13	588
PM 2	5,1	30,2	62,1	47,7	3,5	7,3	1,12	593
PM 3	4,9	27,3	64,9	41,9	4,0	4,8	1,16	579
PM 4	4,6	16,5	61,5	25,0	3,1	6,6	1,12	595
DOURADOS								
Mata Atlântica	5,1	90,4	139,4	62,5	12,0	9,0	1,06	697
Cultura anual	4,3	33,4	108,9	20,5	14,6	34,3	1,19	624
PM 3	4,4	38,2	115,6	27,9	13,0	28,5	1,11	659
PM 5	4,5	46,4	115,9	35,1	15,6	17,5	1,17	664
PM 7	4,6	41,7	96,1	40,1	12,2	13,3	1,23	603
ARARIPINA								
Caatinga	3,8	9,2	32,8	10,9	1,0	6,6	1,38	209
PM 4	4,2	13,5	31,5	32,1	3,2	19,8	1,42	212
PM 6	3,8	9,0	36,2	14,1	2,9	29,7	1,38	221
20-30 cm								
PLANALTINA								
Cerrado	4,1	10,8	70,8	2,4	2,8	0,5	1,10	556
Pastagem	4,5	11,3	62,7	14,4	2,9	12,0	1,14	602
PM 1	4,7	15,4	57,9	25,1	2,9	16,5	1,13	604
PM 2	4,7	19,5	58,0	32,0	2,9	17,7	1,13	598
PM 3	4,6	21,5	63,6	32,1	3,7	8,4	1,17	589
PM 4	4,5	11,7	57,3	18,0	4,2	13,9	1,14	607
DOURADOS								
Mata Atlântica	4,9	49,3	98,7	48,5	9,2	7,9	1,07	718
Cultura anual	4,5	26,7	78,7	27,7	10,4	84,0	1,09	652
PM 3	4,5	31,2	100,2	25,5	4,5	59,5	1,10	691
PM 5	4,5	37,2	98,6	32,8	6,3	70,5	1,19	684
PM 7	4,8	39,2	85,9	42,9	7,3	30,6	1,23	625
ARARIPINA								
Caatinga	3,8	8,0	26,8	10,5	1,0	4,8	1,43	206
PM 4	4,1	9,5	27,5	21,6	2,3	8,9	1,38	209
PM 6	3,7	7,1	32,2	9,6	2,8	16,8	1,43	208

⁽¹⁾As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos de cultivo (PM 7), pastagem, cultura anual e vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga). ⁽²⁾Capacidade efetiva de troca de cátions (CTCe = SB+Al). ⁽³⁾Capacidade de troca de cátions total ou a pH 7,0 (T = SB+(H+Al)). ⁽⁴⁾Saturação por bases (V% = (SB x 100)/T). ⁽⁵⁾Fósforo foi extraído pelo método da resina trocadora de íons e determinado por colorimetria (RAIJ et al., 2001). ⁽⁶⁾Enxofre foi extraído com fosfato monocálcico 0,01 mol L⁻¹ e quantificado por turbidimetria (RAIJ et al., 2001). ⁽⁷⁾Densidade do solo determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997). ⁽⁸⁾Teor de argila determinado pelo método do densímetro de Bouyoucos (GROSSMAN; REINSCH, 2002).

Foram coletadas amostras de resíduo vegetal de pinhão manso, pastagem e milho para caracterização. As amostras de tecido vegetal, após secas em estufa, foram moídas em moinho tipo Wiley com peneira de 1 mm e submetidas à sequência de análises. A composição bromatológica e teores de C e N e $\delta^{13}\text{C}$ do material vegetal de pinhão manso estão apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Composição bromatológica e teores de C e N e $\delta^{13}\text{C}$ do material vegetal de pinhão manso, pastagem e milho

	Hemicelulose ⁽¹⁾	Celulose ⁽¹⁾	Lignina ⁽¹⁾	Carbono ⁽²⁾	Nitrogênio ⁽²⁾	$\delta^{13}\text{C}$ ⁽²⁾
	----- g kg ⁻¹ -----			----- % -----		‰
Pinhão Manso	180,6	230,2	260,8	43,5	1,4	-26,77
Pastagem	310,4	277,3	74,8	40,5	1,3	-14,36
Milho	258,7	391,3	160,8	41,0	1,4	-12,30

⁽¹⁾Componentes da parede celular obtidos pela análise de fibra em detergente neutro (hemicelulose, celulose e lignina), fibra em detergente ácido (hemicelulose, celulose) e lignina conforme metodologias descritas em VAN SOEST; WINE (1968). ⁽²⁾ Teores de C e N e a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ determinados pelo método da combustão via seca (NELSON; SOMMERS, 1982), em analisador elementar acoplado ao espectrômetro de massa.

2.2.3 Teores de carbono e nitrogênio do solo e razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$

As quantificações dos teores de C e N foram realizadas para todas as profundidades de solo avaliadas de todos os pontos coletados. A partir das amostras secas e peneiradas a 2 mm (terra fina seca ao ar – TFSA) aproximadamente 5 g de terra foram retirados para serem moídos e em seguida passados em peneiras de 100 mesh (0,149 mm). A determinação dos teores de C e N e a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ foi realizada pelo método da combustão via seca (NELSON; SOMMERS, 1982), em analisador elementar acoplado ao espectrômetro de massa (Finnigan Delta-E). A abundância natural isotópica do ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) do solo foi calculada a partir do padrão Pee Dee Belemnita (PDB) e do ^{15}N ($\delta^{15}\text{N}$) em relação à composição atmosférica.

2.2.4 Estoques de carbono e nitrogênio do solo

Para cada camada de solo amostrada foram calculados os estoques de C e N (Mg ha^{-1}), multiplicando-se o teor obtido em % pela densidade do solo (g cm^{-3}) e espessura da camada (cm), conforme mostrado na eq. (1).

$$\text{Estoque (Mg ha}^{-1}\text{)} = \text{Teor do elemento (\%)} \times \text{Densidade (g cm}^{-3}\text{)} \times \text{Espessura (cm)} \quad (1)$$

A comparação dos estoques entre as áreas de estudo deve ser feita a partir de massas iguais de terra. Como diferentes práticas de manejo podem alterar a

densidade do solo, eventualmente as camadas que representam a mesma massa de solo podem variar. Desse modo, para comparar os estoques de C e N entre massas iguais de solo é necessário um ajuste das profundidades, tomando-se uma das áreas como referência para as correções nas demais áreas (ELLERT; BETTANY, 1995). O cálculo de correção para a mesma massa de terra consiste em encontrar uma nova profundidade para cada área, a qual será utilizada no cálculo para determinação dos estoques, de modo que esta nova profundidade represente a mesma massa de solo em todas as áreas. Esta nova profundidade é calculada apenas na camada mais profunda em estudo, a fim de minimizar os erros de cálculos, conforme mostrado na eq. (2).

$$\text{Camada equivalente} = (\text{DMP}_{\text{referência}} / \text{DMP}_{\text{área}}) \times \text{profundidade de referência} \quad (2)$$

Em que: Camada equivalente é a nova profundidade encontrada para determinada área (cm); $\text{DMP}_{\text{referência}}$ é a densidade média ponderada da área de referência em relação às suas respectivas camadas de solo (g cm^{-3}); $\text{DMP}_{\text{área}}$ é a densidade média ponderada de cada situação em relação às suas respectivas camadas de solo (g cm^{-3}); Profundidade de referência é profundidade de solo fixa para cada área de referência (cm).

2.2.5 Origem do carbono do solo

Para investigar a origem do carbono no solo, utilizou-se o modelo de mistura (eq. 3), pelo qual é determinada a contribuição relativa de carbono oriundo de plantas de ciclo fotossintético dos tipos C3 e C4.

$$P_{C3} = [(\delta_S - \delta_{C4}) / (\delta_{C3} - \delta_{C4})] \times 100 \quad (3)$$

Em que: P_{C3} é a contribuição da fonte C3 para composição do carbono do solo (%); δ_S é valor de $\delta^{13}\text{C}$ do solo estudado (‰); δ_{C4} é valor de $\delta^{13}\text{C}$ da fonte C4 (‰); δ_{C3} é valor de $\delta^{13}\text{C}$ da fonte C3 (‰).

Nas áreas com cultivo de pinhão manso (C3) foi utilizado o valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes C3 (pinhão manso e vegetação nativa). Adicionalmente, assumiu-se uma estabilização do carbono remanescente da vegetação nativa nas áreas sob pinhão

manso, ou seja, não há mineralização ou incorporação de carbono derivado da vegetação nativa.

A quantidade de C no solo oriundo das plantas C4 foi obtida multiplicando-se o estoque de C pela contribuição das plantas C4. O mesmo procedimento é efetuado para se obter a quantidade de C no solo oriundo das plantas C3.

2.2.6 Forma de análise dos resultados

Os teores e estoques de C e N, a relação C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ sob os diferentes usos da terra em Planaltina, Dourados e Araripina foram submetidos à análise de variância, seguida pela comparação de médias pelo teste de Tukey a 5% probabilidade, por meio do programa estatístico SAS 9.3.

2.3 Resultados

2.3.1 Teores de C e N do solo e relação C/N

Entre os três locais estudados, os maiores valores de C e N foram observados para Planaltina, seguidos por Dourados e Araripina (Tabela 2.3). Os teores médios de C e N para a camada 0-30 cm foram de 16,6 e 1,0 g kg⁻¹, em Planaltina, 11,5 e 0,9 g kg⁻¹, para Dourados, e 7,0 e 0,5 g kg⁻¹, em Araripina, respectivamente. Como era de se esperar, os teores de C e N tenderam a ser menores nas camadas mais profundas, uma vez que os maiores aportes de matéria orgânica são observados nas camadas superficiais.

Os teores de C e N apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) entre os usos do solo estudados em Planaltina (Tabela 2.3). Observa-se que nos primeiros 20 cm no solo sob pinhão de 4 anos de cultivo houve um aumento nos teores de C em relação àqueles apresentados nos solo sob vegetação nativa (Cerrado). Esses aumentos foram de 9%, para a camada 0-10 cm, passando de 18,1 para 19,7 g kg⁻¹, e de 16% para a camada 10-20 cm, passando de 14,1 para 16,3 g kg⁻¹. Para área sob pastagem observa-se que os teores de C são maiores nas camadas 0-10 e 10-20 cm e menores na camada 20-30 cm, em relação àqueles obtidos na área sob vegetação nativa. Nas demais profundidades, os teores de C são semelhantes entre os usos do solo.

Tabela 2.3 - Teores de carbono e nitrogênio e relação C/N em solos sob diferentes usos em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripe-PE

ÁREAS ⁽¹⁾																	
Profundidade (cm)	PLANALTINA-DF							DOURADOS-MS						ARARIPIA-PE			
	CERRADO	PASTAGEM	PM 1	PM 2	PM 3	PM 4	DMS ⁽²⁾	MATA ATLÂNTICA	CULTURA ANUAL	PM 3	PM 5	PM 7	DMS ⁽²⁾	CAATINGA	PM 4	PM 6	DMS ⁽²⁾
C (g kg ⁻¹)																	
0-10	18,10 b	19,57 ab	19,07 ab	19,30 ab	19,26 ab	19,74 a	1,53	19,55 a	12,66 b	12,34 b	12,66 b	13,33 b	1,44	9,68 a	9,24 a	9,42 a	2,01
10-20	14,08 b	17,70 a	16,28 a	16,58 a	16,38 a	16,29 a	1,48	15,00 a	10,41 b	9,97 b	10,16 b	10,16 b	1,70	6,81 a	6,01 a	7,08 a	1,76
20-30	13,82 a	12,48 b	12,91 ab	13,50 ab	13,78 a	13,81 a	1,06	11,39 a	8,47 b	8,67 b	8,87 b	9,05 b	1,30	4,66 a	5,25 a	5,19 a	0,91
30-40	12,45 a	12,33 a	11,62 a	11,33 a	11,45 a	12,47 a	1,97	9,25 a	6,75 b	8,04 ab	7,09 b	6,64 b	2,01	4,48 a	4,04 a	4,10 a	1,33
40-60	9,65 a	9,99 a	10,67 a	10,83 a	10,07 a	10,80 a	1,28	6,98 a	5,71 b	5,15 b	5,28 b	5,58 b	1,27	4,30 a	3,78 a	4,02 a	0,80
60-80	8,81 a	9,48 a	10,23 a	10,09 a	9,19 a	9,74 a	1,51	5,44 a	4,29 b	4,52 ab	4,69 ab	4,74 ab	0,96	3,86 a	3,89 a	3,88 a	0,58
80-100	8,70 a	9,38 a	9,68 a	9,21 a	10,12 a	9,26 a	1,52	4,45 a	3,59 b	4,26 ab	4,26 ab	4,02 ab	0,68	3,29 a	3,33 a	3,60 a	0,49
N (g kg ⁻¹)																	
0-10	1,22 a	1,25 a	1,15 a	1,18 a	1,14 a	1,22 a	0,31	1,51 a	1,06 b	1,02 b	1,03 b	1,02 b	0,18	0,57 a	0,67 a	0,69 a	0,14
10-20	0,91 c	1,12 ab	1,00 bc	1,05 b	1,04 b	1,20 a	0,14	1,24 a	0,83 b	0,80 b	0,83 b	0,81 b	0,14	0,45 a	0,43 a	0,50 a	0,11
20-30	0,75 b	0,82 ab	0,88 ab	0,93 a	0,89 a	0,73 b	0,15	0,94 a	0,69 b	0,69 b	0,72 b	0,70 b	0,10	0,36 a	0,35 a	0,36 a	0,09
30-40	0,75 ab	0,80 a	0,63 bc	0,59 c	0,78 a	0,83 a	0,13	0,79 a	0,54 b	0,64 b	0,60 b	0,52 b	0,13	0,31 a	0,29 a	0,29 a	0,06
40-60	0,61 a	0,64 a	0,70 a	0,69 a	0,61 a	0,66 a	0,13	0,59 a	0,47 b	0,44 b	0,47 b	0,44 b	0,09	0,30 a	0,27 a	0,28 a	0,04
60-80	0,60 a	0,62 a	0,64 a	0,65 a	0,54 a	0,61 a	0,11	0,48 a	0,38 b	0,40 b	0,42 ab	0,40 b	0,07	0,27 a	0,29 a	0,28 a	0,03
80-100	0,57 b	0,59 a	0,63 a	0,61 a	0,63 a	0,60 a	0,07	0,40 a	0,32 c	0,38 ab	0,40 a	0,35 bc	0,05	0,22 a	0,23 a	0,24 a	0,02
Relação C/N																	
0-10	14,9 a	15,7 a	16,6 a	16,4 a	16,9 a	16,2 a	2,74	12,9 ab	12,0 b	12,0 b	12,3 b	13,1 a	0,72	17,0 a	13,8 a	13,7 a	2,77
10-20	15,5 a	15,8 a	16,4 a	15,9 a	15,8 a	13,6 b	1,31	12,1 a	12,5 a	12,5 a	12,2 a	12,5 a	0,49	15,1 a	14,0 a	14,2 a	1,38
20-30	18,4 ab	15,2 ab	14,7 b	14,5 b	15,5 ab	18,9 a	3,74	12,1 b	12,3 b	12,6 ab	12,3 b	12,9 a	0,50	12,9 b	15,0 a	14,4 a	1,07
30-40	16,5 b	15,5 b	18,6 a	19,2 a	14,6 b	15,1 b	2,02	11,7 b	12,5 ab	12,6 ab	11,8 b	12,8 a	0,93	14,4 a	13,9 a	14,1 a	1,76
40-60	15,8 a	15,6 a	15,2 a	15,7 a	16,5 a	16,4 a	1,87	11,8 b	12,1 b	11,7 bc	11,2 c	12,7 a	0,49	14,3 a	14,0 a	14,4 a	1,19
60-80	14,7 c	15,3 bc	15,9 b	15,5 bc	17,0 a	15,9 b	0,88	11,3 a	11,3 a	11,3 a	11,2 a	11,9 a	0,67	14,3 a	13,4 b	13,9 ab	0,71
80-100	15,3 a	16,9 a	15,4 a	15,1 a	16,1 a	15,4 a	2,00	11,1 a	11,2 a	11,2 a	10,7 a	11,5 a	0,72	14,9 a	14,5 a	15,0 a	1,64

Letras minúsculas comparam médias na horizontal. Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo local, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$). ⁽¹⁾As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos de cultivo (PM 7), pastagem, cultura anual e vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga). ⁽²⁾DMS é a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey 5% de probabilidade.

Os teores de N variaram de 0,5 a 1,2 g kg⁻¹ para as áreas sob pinhão manso e de 0,6 a 1,3 g kg⁻¹ para o solo sob pastagem (Tabela 2.3). Houve diferenças significativas ($p < 0,05$) entre a vegetação nativa e os demais usos do solo para os teores de N nas camadas 10-20, 20-30 e 30-40 cm. Os maiores valores foram observados para pinhão com 4 anos e pastagem. Nas demais profundidades, os teores de N são semelhantes entre os usos do solo.

Os valores de relação C/N variaram de 13,6 a 18,9 para as áreas sob pinhão manso e de 15,2 a 16,9 no solo sob pastagem. De modo geral, a relação C/N não diferiu significativamente ($p < 0,05$) entre os usos do solo, especialmente nos primeiros 20 cm, com valor médio de 16.

Em Dourados houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os usos do solo estudados para os teores de C e N (Tabela 2.3). Os maiores valores foram observados para a vegetação nativa em todas as profundidades avaliadas. Na camada 0-10 cm, os teores de C e N observados para a área de Mata Atlântica foram 19,55 e 1,51 g kg⁻¹, respectivamente. Na área de cultivo anual (milho) com sistema de preparo convencional, os teores de C e N foram menores 36 e 30%, respectivamente, que os teores na vegetação nativa. Os teores de C nas áreas de pinhão manso foram 12,3, 12,7 e 13,3 g kg⁻¹ para as áreas com 3, 5 e 7 anos de implantação da cultura, respectivamente. Apesar da ausência de diferença significativa nos teores de C entre as áreas de pinhão manso, observa-se tendência de aumento nos teores de C em função do tempo de cultivo do pinhão manso. A relação C/N do solo variou de 10,7 a 13,1 e diminuiu em profundidade.

Os diferentes usos do solo apresentaram teores de C e N similares, em Araripina, em todas as camadas amostradas (Tabela 2.3). Os teores médios de C e N na camada 0-10 cm foram de 9,6 e 0,6 g kg⁻¹, respectivamente. No conjunto dos resultados, os valores da relação C/N variaram entre 12,9 e 17,0, decrescendo com o aumento da profundidade. A maior relação C/N foi encontrada no solo sob Caatinga. As demais situações com pinhão manso mantiveram seus teores de C e N muito similares, independentemente do tempo de implantação da cultura; portanto, a relação C/N também não se alterou.

2.3.2 Razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ($\delta^{13}\text{C}$) e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$)

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para as áreas estudadas estão apresentados nas Figuras 2.1a, 2.2a e 2.3a. Em Planaltina, o solo sob vegetação nativa apresentou valores de

$\delta^{13}\text{C}$ variando de -23,1 a -21,0‰, característicos de plantas C3. Com a substituição da vegetação nativa pela pastagem, que possui ciclo fotossintético C4, foi possível observar um aumento significativo nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-19,5 a -17,3‰), indicando substituição da matéria orgânica original. Para as áreas sob pinhão manso, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram menores do que aos observados no solo sob pastagem (-19,7 a -17,8‰), indicando alterações na cobertura vegetal e introdução de plantas de metabolismo C3, tendendo ao longo do tempo a valores menores e mais próximos aos observados no solo sob vegetação nativa. Além disso, pode ser observado que essas mudanças na composição isotópica do carbono ocorrem mais rapidamente nas camadas superficiais (0-30 cm).

Em Dourados, no solo sob vegetação nativa, os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de -21,7 a -16,0‰, com enriquecimento em ^{13}C com a profundidade (Figura 2.2a). A área de cultivo de milho apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ significativamente ($p < 0,05$) superiores aos observados para a área de vegetação nativa, variando de -18,1 a -13,4‰. Esses resultados demonstram o efeito da mudança da cobertura florestal (plantas do tipo C3) para cultivo de milho (planta C4) na composição isotópica do carbono. De modo geral, o cultivo do pinhão manso não promoveu grandes alterações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-19,2 a -13,5‰), em relação aos observados para a área de milho. Porém, nos primeiros 30 cm é possível observar uma discriminação isotópica de até 1,2‰ (Figura 2.2). Nas camadas mais profundas, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das áreas sob pinhão manso e milho foram semelhantes (média de -13,9‰).

O solo sob a área de mata nativa apresentou valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -26,3 e -24,2‰ em Araripina (Figura 2.3a). As áreas sob pinhão manso com 4 e 6 anos de cultivo apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ que variaram de -24,7 a -23,7‰. Nas camadas 0-10 e 10-20 cm, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram significativamente ($p < 0,05$) maiores que os valores observados na Caatinga. Nas demais profundidades, a composição isotópica do carbono é semelhante entre os usos do solo avaliados.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ do solo variaram de 5,8 a 10,2‰ nas áreas avaliadas em Planaltina (Figura 2.1b), de 8 a 11,5‰ em Dourados (Figura 2.2b), e de 14,3 a 16,0‰ em Araripina (Figuras 2.3b). Observa-se que na camada 0-10 cm, os menores valores de $\delta^{15}\text{N}$ são para as áreas de vegetação nativa e os maiores valores são observados para os solos sob pinhão manso, indicando alterações recentes na cobertura vegetal. Nas camadas mais profundas, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ tenderam a serem maiores para as áreas de vegetação nativa em comparação as áreas sob pinhão manso.

Figura 2.4 - Valores de $\delta^{13}\text{C}$ (a) e $\delta^{15}\text{N}$ (b) do solo nas profundidades 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm das áreas sob pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3) e 4 anos de cultivo (PM 4), pastagem e uma área de vegetação nativa (Cerrado) em Planaltina-DF. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$)

Figura 2.5 - Valores de $\delta^{13}\text{C}$ (a) e $\delta^{15}\text{N}$ (b) do solo nas profundidades 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm das áreas sob pinhão manso com 3 (PM 3), 5 (PM 5) e 7 anos de cultivo (PM 7), cultura anual e uma área de vegetação nativa (Mata Atlântica) em Dourados-MS. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey 5% ($\alpha < 0.05$)

Figura 2.6 - Valores de $\delta^{13}\text{C}$ (a) e $\delta^{15}\text{N}$ (b) do solo nas profundidades 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm das áreas sob pinhão manso com 4 (PM 4) e 6 anos de cultivo (PM 6) e uma área de vegetação nativa (Caatinga) em Araripina-PE. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$)

Independentemente do local avaliado, os maiores incrementos nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, entre os usos do solo, foram observados nos primeiros 60 cm de profundidade, especialmente na camada 0-10 cm, onde esses aumentos foram de 25, 12 e 5%, em Planaltina, Dourados e Araripina, respectivamente. Nas demais profundidades, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são semelhantes entre os usos do solo em todos os locais estudados.

2.3.3 Estoques de C e N do solo e origem do C do solo

Em agroecossistemas podem ser observados dois processos simultâneos de evolução do carbono orgânico do solo: a contínua mineralização do carbono derivado da vegetação nativa e a progressiva incorporação do carbono derivado dos restos da cultura introduzida. Para a quantificação dessas fontes de carbono foi utilizada a variação da relação isotópica $\delta^{13}\text{C}$. Neste item serão apresentados os resultados de estoque de C e N do solo, bem como a origem do C em áreas sob diferentes usos da terra em Planaltina, Dourados e Araripina (Figuras 2.7 e 2.8).

Em Planaltina, nos primeiros 30 cm, o estoque de C, originalmente $48,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ sob Cerrado, atingiu $53,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, na área de pastagem, permanecendo constante nas áreas sob pinhão manso (Figura 2.7a). Do total observado para a área de pastagem 29% são remanescentes da vegetação nativa e, conseqüentemente, 71% foram incorporados da pastagem. No primeiro ano de cultivo do pinhão manso, observa-se uma diminuição do C remanescente da vegetação nativa (26%). Apesar da ausência de diferença significativa entre as áreas de pinhão manso e pastagem, observa-se, a partir do segundo ano de cultivo do pinhão manso, a incorporação do C derivado dos restos culturas do pinhão manso, tendendo ao longo do tempo a contribuições maiores para o estoque de C total. Como pode ser observado, a área estudada mostrou um padrão geral de aumento do C de plantas C3 após 2 anos de cultivo do pinhão manso, e um declínio relativamente lento do carbono derivado da pastagem, sendo que após 4 anos restavam 25% do conteúdo de carbono original (vegetação nativa), 70% de carbono derivado da pastagem, e contribuição de 5% dos restos culturais do pinhão manso. Com relação aos estoques de N, não houve diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os usos do solo em Planaltina (valor médio $3,3 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Figura 2.7b).

Figura 2.7 - Estoques de carbono (a) e nitrogênio (b) na profundidade de 0-30 cm em áreas sob diferentes usos em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE. Barras verticais representam o desvio padrão da média. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, na mesma região, pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$). As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos de cultivo (PM 7), pastagem, cultura anual e áreas de vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga)

Figura 2.8 - Estoques de carbono (a) e nitrogênio (b) na profundidade de 0-100 cm em áreas sob diferentes usos em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE. Barras verticais representam o desvio padrão da média. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, na mesma região, pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$). As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos de cultivo (PM 7), pastagem, cultura anual e áreas de vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga)

Os maiores estoques de C ($43,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) e N ($3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) acumulados até 30 cm de profundidade foram observados para área de vegetação nativa em Dourados. Na área de cultura anual, os estoques de C e N foram de $31,3$ e $2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. Já nas áreas de pinhão manso, os estoques de C e N variaram de $30,2$ a $32,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ e de $2,4$ a $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. Observa-se que a mudança de vegetação nativa para cultivo anual reduziu em média 28% dos estoques de C e N do solo. Não houve diferença estatística nos estoques de C e N entre as áreas cultivadas com pinhão manso e milho, para o intervalo de profundidade 0-30 cm. Considerando a camada 0-30 cm, na área sob cultivo anual 39,4% do carbono são remanescentes da vegetação nativa. Em relação às áreas sob pinhão manso, é possível observar que há um incremento do C de plantas C3, sendo que a contribuição dos resíduos de pinhão manso para o estoque de C é de 0,6, 7,1 e 11,5% nas áreas com 3, 5 e 7 anos de cultivo, respectivamente.

Em Araripina, os diferentes usos do solo apresentaram estoques de C e N similares (Figura 2.7). Os estoques de C e N acumulados até 30 cm de profundidade no solo sob Caatinga foram de $26,3$ e $1,7 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente. Nas áreas de pinhão manso, os valores de estoque de C e N foram de $25,8$ e $1,8 \text{ Mg ha}^{-1}$, para 4 anos de implantação, e de $27,7$ e $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, com 6 anos de cultivo, respectivamente. Nessas áreas, não é possível quantificar a contribuição dos resíduos vegetais do pinhão manso para a composição do carbono do solo, bem como o remanescente de vegetação nativa, visto que ambos são plantas C3.

Em relação aos estoques de C e N acumulados até 100 cm de profundidade, as variações nos valores seguiram a mesma tendência observada para a camada 0-30 cm em todas das áreas avaliadas (Figura 2.8). Em Planaltina, os estoques de C e N da pastagem ($124,3$ e $8,0 \text{ Mg ha}^{-1}$) superaram os estoques observados na vegetação nativa ($116,3$ e $7,4 \text{ Mg ha}^{-1}$). Já as áreas de pinhão manso, atingiram $126,7$ e $8,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C e N, respectivamente. O estoque de C do pinhão manso com 4 anos foi maior que nas demais áreas, superando inclusive o estoque de C na vegetação nativa. Na área de pastagem 39% do carbono são remanescentes da vegetação nativa. A área de pinhão com 4 anos apresenta a maior contribuição dos resíduos de pinhão manso para o estoque de C (5,4%), restando 32,1% do carbono da vegetação nativa e 62,5% da pastagem. Em Dourados, os maiores estoques de C ($89,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) e N ($7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) foram observados para área de vegetação nativa. Na área de cultura anual, os estoques de C e N foram de $70,5$ e $5,8 \text{ Mg ha}^{-1}$,

respectivamente, sendo que 25% do carbono são remanescentes da vegetação nativa. Já nas áreas de pinhão manso, os estoques médios de C e N foram 71,6 e 5,9 Mg ha⁻¹, respectivamente. Na área de pinhão manso com 7 anos, 7,9% são remanescentes de vegetação nativa, 71,8% são de plantas C4 e 20,3% é contribuição dos resíduos de pinhão manso para o estoque de C. Em Araripina, nos diferentes usos do solo, os estoques de C e N acumulados até 100 cm de profundidade foram similares (Figura 2.8), sendo que os estoques médios de C e N foram de 60,9 e 4,3 Mg ha⁻¹, respectivamente.

2.4 Discussão

2.4.1 Acúmulo e origem do C no solo

As áreas sob vegetação nativa apresentaram estoques de C de 48,2, 43,5 e 26,3 Mg ha⁻¹ no solos sob Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, respectivamente, até 30 cm de profundidade (Figura 2.7a). Esses resultados são semelhante aos observados por Rossi et al. (2013), em estudos desenvolvidos no bioma Cerrado, por Cook et al. (2014) no bioma Mata Atlântica, e por Sacramento et al. (2013) em área de Caatinga. Na camada 0-10 cm, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-26,3 a -21,7‰) verificados nessas áreas demonstram a predominância de plantas C3 (-33 a -22‰) e são característicos de solos sob vegetação nativa no Brasil. Em profundidade, verificou-se um enriquecimento isotópico de ^{13}C de 2 a 5‰ entre a superfície e o intervalo 80-100 cm.

Quando a vegetação predominante é do tipo C3 e não há indícios de mudança no tipo de vegetação em tempos remotos, o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica de solo passa por um aumento em direção as camadas mais profundas do solo, isso decorre do próprio processo de decomposição e humificação da matéria orgânica, onde ocorre maior liberação de ^{12}C (BLAIR et al. 1985). Este padrão foi relatado por Coutinho et al. (2010), Braz et al. (2013) e Guareschi, Pereira, Perin (2014), avaliando a abundância natural de ^{13}C no perfil do solo até 100 cm, em áreas sob composições de espécies de Cerrado e Mata Atlântica.

A conversão da vegetação nativa em agrossistemas (derrubada das árvores, queima do material vegetal e preparo do solo) e, principalmente, o uso e manejo subsequente são fatores que controlam a redução, a manutenção ou o aumento do C no solo (MURTY et al., 2002). Em sistemas agropastoris há uma contínua

mineralização do C original, bem como uma progressiva incorporação do C derivado dos restos culturais.

Em Planaltina, os teores de C da pastagem foram superiores aos observados na vegetação nativa, nas camadas superficiais. Os maiores teores de C sob pastagem resultaram em estoques de C do solo 11 e 7% maiores em relação ao Cerrado, nas camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente, sugerindo que após 30 anos sob pastagem houve um ganho de 5,1 e 8,0 Mg ha⁻¹ (0-30 e 0-100 cm, respectivamente). A meta-análise de 74 publicações realizada por Guo e Gifford (2002) indicou um incremento médio de 8% nos estoques de C em pastagens anteriormente ocupadas por vegetação nativa. Diversos autores têm reportado que a conversão de Cerrado para uso com pastagens conduz ao aumento da quantidade de C do solo (CORAZZA et al., 1999; CHAPUIS-LARDY et al., 2002; CARVALHO et al., 2010). Braz et al. (2013) comparando os estoques de C em áreas de Cerrado, pastagem produtiva e pastagem degradada de quatro cronossequências, verificaram que nas áreas de pastagem produtiva os estoques de C foram superiores aos das demais áreas.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ no solo também diferiram significativamente entre as áreas de pastagem e Cerrado, com valores menos negativos sob o uso pastagem, indicando gradativa substituição do C original pelo adicionado pela espécie C4. Essa contribuição foi de 71 e 61%, quando consideradas as camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente. Essa porção de substituição foi semelhante à encontrada por Costa Junior et al. (2011a), em Latossolo no bioma Cerrado, que verificaram substituição de 83% do C original durante 29 anos de cultivo (9 anos sob lavoura e 20 anos sob pastagem). Esses resultados são consistentes quando considerado que a conversão da vegetação nativa em pastagem leva a substituição de 50% ou mais do C derivado da vegetação nativa no período de 8 a 20 anos (FEIGL et al., 1995).

Entre as áreas cultivadas com pinhão manso em Planaltina, os maiores estoques de C foram observados para área com 4 anos, atingindo 53,1 e 126,7 Mg ha⁻¹ nas camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente (Figuras 2.7a e 2.8a). Estima-se incremento de 0,55 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, até 30 cm de profundidade, após o segundo ano de cultivo do pinhão manso. Verifica-se, ainda, pela Figura 2.4, que a partir de 2 anos de cultivo do pinhão manso ocorre mudanças na composição isotópica do C, tendendo ao longo do tempo a valores menos negativos aos observados na pastagem. Diminuições nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ indicam alterações na cobertura vegetal com introdução de plantas C3, sendo que as maiores substituições ocorreram no solo sob

pinhão manso com 4 anos, em média, 5% do C presente nessa área foi incorporado dos resíduos vegetais do pinhão manso, 66% são remanescentes da pastagem e 29% da vegetação nativa.

Atualmente, há poucas informações na literatura sobre a influência do cultivo de pinhão manso na qualidade do solo, especialmente no acúmulo de C e N no solo. Mudanças nos estoques de carbono em cultivos de pinhão manso vão desde perdas de mais de 34 a 50 Mg ha⁻¹ de C, quando derivado de florestas nativas da Caatinga e Cerrado, respectivamente, para ganhos de 10 a 15 Mg ha⁻¹ de C quando o pinhão manso é derivado de sistemas agropastoris (BAILIS; BAKA, 2010; BAILIS; MCCARTHY, 2011). Srivastava, Sharma e Singh (2014) relataram incrementos de 1,3 a 6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, até 30 cm de profundidade, avaliando áreas de pinhão manso com até 4 anos de cultivo em diferentes condições edafoclimáticas na Índia. Para o Brasil, salvo melhor avaliação, não há informações disponíveis na literatura sobre o assunto. Portanto, os resultados do presente estudo são inéditos e configuram-se a primeira aproximação da variação dos estoques de C e N devido ao cultivo de pinhão manso no país. Dessa forma, comparações serão feitas em relação a outras culturas cujos resultados estão disponíveis na literatura nacional e internacional.

Em Dourados, a conversão da vegetação nativa em cultivo anual (milho) com sistema de preparo convencional reduziu em 28 e 21% os estoques de C, quando consideradas as camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente. Verifica-se, ainda, que após 30 anos de cultivo ocorreram mudanças na composição isotópica do C, com enriquecimento em ¹³C. Dos estoques totais observados na área sob milho, 60,6 e 25% são remanescentes da vegetação nativa, respectivamente para as camadas 0-30 e 0-100 cm. Culturas anuais, com intenso revolvimento do solo, causam redução no estoque de C acumulado no perfil do solo, conforme já observado por Corazza et al. (1999), Maia et al. (2007), La Scala Junior et al. (2012) e Sacramento et al. (2013).

Não houve diferenças significativas nos estoques de C entre as áreas de pinhão manso. Em média, foram acumulados 31,1 e 71,7 Mg ha⁻¹ até 30 e 100 cm de profundidade, respectivamente (Figuras 2.7a e 2.8a). Esses valores foram estatisticamente semelhantes aos observados na área de cultivo anual e inferiores aos verificados na vegetação nativa. Resultados semelhantes foram verificados por Rasmussen et al. (2012), que comparando áreas de pinhão manso com 2 anos de implantação e áreas cultivadas com milho há 5 anos não observaram diferença significativa nos estoques de C para o intervalo de profundidade de 0-60 cm.

Por outro lado, é possível observar que após 3 anos de cultivo do pinhão manso há reduções nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, especialmente nas camadas superficiais, indicando alterações na cobertura vegetal e introdução de plantas C3. Assim, os cultivos de pinhão manso contribuíram com 0,6, 7,1 e 11,5% para os estoques de C das áreas com 3, 5 e 7 anos de cultivo, respectivamente, na camada 0-30 cm. Considerando a camada 0-100 cm, as substituições reduziram nas áreas com 5 (5,0%) e 7 anos (7,9%), devido ao aumento gradativo do C derivado da vegetação nativa com a profundidade do solo.

Os diferentes usos do solo (Caatinga, pinhão com 4 e 6 anos), em Araripina, proporcionaram teores e estoques de C similares, em todas as profundidades avaliadas. Os valores médios de estoque de C para essas áreas foram de 26,6 e 60,9 Mg ha^{-1} , nas camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente. Bailis e McCarthy (2011), avaliando o impacto da conversão da vegetação nativa para cultivo de pinhão em regiões semiáridas no Brasil e na Índia, verificaram perdas de até 54% nos estoques de C e nas áreas de pinhão manso avaliadas no Brasil para a camada 0-30 cm. Nas áreas avaliadas na Índia os autores não observaram diferenças significativas nos estoques de C entre a vegetação nativa e as áreas convertidas para pinhão manso com até 4 anos de cultivo, na camada 0-30 cm. Os autores ressaltam, que apesar de adjacente, a área sob vegetação nativa (Caatinga) utilizada como referência no estudo realizado no Brasil apresentou valores de textura diferente dos observados nas áreas de pinhão manso, dificultando a validação da cronossequência. Por outro lado, Wani et al. (2012) verificaram aumentos de até 19% nos estoques de C em sete áreas degradadas, com precipitação máxima de 800 mm anuais, na Índia, na camada 0-15 cm. Apesar da relação isotópica $\delta^{13}\text{C}$ do resíduo vegetal do pinhão manso ser menor que -26‰ (Tabela 2.2) houve um enriquecimento nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em Araripina, fato que pode ser associado à presença de plantas invasoras de ciclo fotossintético C4.

No Brasil, o caroço do algodão é a terceira matéria-prima mais utilizada na indústria de biodiesel e é no Cerrado que a oleaginosa encontra as melhores condições de desenvolvimento. O cultivo de algodão no Cerrado reduz os estoques de C, que podem ser recuperados aos níveis originais por meio da utilização do sistema plantio direto ou rotação de culturas com alta adição de C. Cruvinel et al. (2011) observaram que o estoque de carbono do solo de área sob rotação soja-algodão, com 27 anos de implantação, foi semelhante ao do Cerrado (53 Mg ha^{-1} de C).

Dentre as matérias-primas com potencial para obtenção de biodiesel, destaca-se também o óleo de palma (dendê). Por estar dentre as oleaginosas tropicais de maior rendimento em óleo, e por ser uma planta perene, possui potencial para aumentar os estoques de carbono do solo. Frazão et al. (2014) observaram que os estoques de C do solo aumentaram até 25% nos plantios comerciais de palma derivados de Mata Atlântica e decresceram 30% quando foi adotado o sistema agroflorestal. Segundo Frazão et al. (2013), em áreas com cultivo de palma derivadas de pastagem a redução nos estoques de C do solo chegam a 46% e aumentam 18% em áreas derivadas de Floresta Amazônica.

A oleaginosa mamona, assim como o pinhão manso, é alternativa promissora para a produção de biodiesel, em especial para as regiões quentes e secas. Entretanto, observa-se uma fragilidade do solo do bioma Caatinga no que se refere à perda de matéria orgânica do solo devido à mudança de uso da terra. Fracetto et al. (2012) avaliando três áreas cultivadas com mamona com diferentes tempos de implantação (10, 20 e 50 anos) e uma área de referência (vegetação nativa de Caatinga) verificaram que a mudança de uso da terra para o cultivo da mamona ocasiona redução em aproximadamente 50% nos estoques de C e N do solo em relação à vegetação nativa nos primeiros 10 anos de implantação da cultura.

2.4.2 Acúmulo de N no solo e $\delta^{15}\text{N}$

Entre as áreas de vegetação nativa, os menores estoques de N no solo foram observados para a Caatinga, 1,7 e 4,1 Mg ha^{-1} , seguidos por Cerrado, 3,0 e 7,4 Mg ha^{-1} , e Mata Atlântica, 3,5 e 7,5 Mg ha^{-1} , quando consideradas as camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente. Resultados semelhantes foram verificados por Sacramento et al. (2013), em estudos desenvolvidos no bioma Caatinga e por Braz et al. (2013) no bioma Cerrado. Por outro lado, os valores verificados na Mata Atlântica são inferiores aos observados por Vieira et al. (2011).

Em Planaltina e Araripina, não foram observadas diferenças significativas entre os usos do solo estudados. Em média, foram verificados estoques de N de 3,3 e 7,8 Mg ha^{-1} , em Planaltina, e 1,8 e 4,3 Mg ha^{-1} , em Araripina, quando consideradas as camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente. No entanto, Fracetto et al. (2012), comparando áreas de mamona e Caatinga, observaram que a mudança de uso da terra para o cultivo da mamona ocasiona redução em aproximadamente 50 % nos

estoques de N do solo em relação à vegetação nativa nos primeiros 10 anos de implantação da cultura.

Em Dourados, a conversão da vegetação nativa em cultivo anual (milho) com preparo convencional reduziu em 27 e 22% os estoques de N, nas camadas 0-30 e 0-100 cm, respectivamente. Os estoques de N foram semelhantes entre as áreas de pinhão manso e milho, em média, foram acumulados 2,5 e 5,9 Mg ha⁻¹ até 30 e 100 cm de profundidade, respectivamente, nas áreas de pinhão manso. Pode-se inferir que, após 7 anos de cultivo do pinhão manso, não houve recuperação dos estoques de N no solo, provavelmente pelo fato dos resíduos culturais apresentarem altos teores de lignina (>26%) que conferem ao material difícil decomposição. Dessa forma, o sistema permaneceu em um novo equilíbrio ao longo dos anos de cultivo.

Com relação ao $\delta^{15}\text{N}$, independentemente do local avaliado, verifica-se que as áreas de vegetação nativa apresentaram valores inferiores aos demais usos do solo, na camada 0-10 cm. Padrões similares aos observados nesse estudo foram encontrados por Loss (2014) e Guareschi, Pereira, Perin (2014), os quais, ao avaliarem diferentes sistemas de manejo em Latossolo no Cerrado, verificaram enriquecimento isotópico em relação ao Cerrado nativo. Entre os agrossistemas, os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram observados para as áreas sob pinhão manso, na camada superficial, indicando maior grau de decomposição da matéria orgânica.

Em profundidade, verifica-se enriquecimento isotópico para todas as áreas, sendo maior para as áreas de Planaltina e Dourados. O enriquecimento dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ em profundidade pode ser atribuído a constante adição de matéria orgânica pelas plantas nas camadas superficiais do solo e, também, está relacionado às reações de decomposição da matéria orgânica e à liberação de N, que reduzem o isótopo de N mais leve (^{14}N), deixando a matéria orgânica decomposta enriquecida em átomos de ^{15}N (HOGBERG, 1997; BUSTAMANTE et al. 2004). Padrão semelhante foi relatado por Viani et al. (2011), Costa Junior et al. (2011b) e Loss et al. (2014).

2.5 Conclusões

O cultivo de pinhão manso manteve os teores e estoques de C e N do solo, independentemente do uso do solo anterior (pastagem, cultura anual ou vegetação nativa), com tendência de aumento nos teores e estoques de C em função do tempo de cultivo do pinhão manso.

A análise isotópica do C e N demonstrou que a partir de 2 anos de cultivo do pinhão manso há mudanças na composição da matéria orgânica do solo, sendo que as contribuições do C derivado dos resíduos vegetais do pinhão manso para o C total do solo atingiram 11,5% após 7 anos de cultivo, na camada 0-30 cm.

Referências

- ACHTEN, W.M.J.; MAES, W.H.; AERTS, R.; VERCHOT, L.; TRABUCCO, A.; MATHIJS, E.; SINGH, V.P.; MUYS, B. *Jatropha*: From global hype to local opportunity. **Journal of Arid Environments**, London, v. 74, p. 164–165, 2010.
- BAILIS, R.E.; BAKA, J.E. Greenhouse gas emissions and land use change from *Jatropha Curcas*-based jet fuel in Brazil. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 44, p. 8684–8691, 2010.
- BAILIS, R.E.; MCCARTHY, H. Carbon impacts of direct land use change in semiarid woodlands converted to biofuel plantations in India and Brazil. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 3, p. 449–460, 2011.
- BERNOUX, M.; ARRROUAYAS, D.; VOLKOFF, B.; JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil proprieties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p. 743-749, 1998.
- BLAIR, N.; LEU, A.; MUÑOS, E.; OLSEN, J.; KWONG, E.; DES MARAIS D. Carbon isotopic fractionation in heterotrophic microbial metabolism. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 50, p. 996–1001, 1985.
- BRAZ, S.P.; URQUIAGA, U.; ALVES, B.J.R.; JANTALIA, C.P.; GUIMARÃES, A.P.; A. DOS SANTOS, C.A.; C. DOS SANTOS, S.; PINHEIRO, E.F.M.; BODDEY, R.M. Soil carbon stocks under productive and degraded *Brachiaria* pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 77, p. 914-928, 2013.
- BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A.; SILVA, D.A.; CAMARGO, P.B.; KLINK. C.A. DOMINGUES, T.F., SANTOS, R.V. ¹⁵N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savannas (Cerrado). **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 4, p. 200-213, 2004.
- CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M., FEIGL, B.J.; WRUCK, F.J.; CERRI, C.C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, p. 175-186, 2010.
- CHAPUIS-LARDY, L.; BROSSARD, M.; LOPES ASSAD, M.L.; LAURENT, J.Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 92, p.147-158, 2002.

CONTRAN, N.; CHESSAA, L.; LUBINOVA, M.; BELLAVITE, D.; ROGGERO, P.P.; ENNEA, G. State-of-the-art of the *Jatropha curcas* productive chain: From sowing to biodiesel and by-products. **Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v.42, p. 202– 215, 2013.

COOK, R.L.; BINKLEY, D.; MENDES, J.C.T.; STAPE, J.L. Soil carbon stocks and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 324, p.37-45, 2014.

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

COSTA JUNIOR, C.; PÍCCOLO, M.C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Carbono total e $\delta^{13}\text{C}$ em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 1241- 1252, 2011a.

COSTA JUNIOR, C.; SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; CAMARGO, P.B. Nitrogênio e abundância natural de ^{15}N em agregados do solo sob diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, Valinhos, v.15, p. 47-66, 2011b.

COUTINHO, R.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R.; TORRES, A.Q.A.; JANTALIA, C.P. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N_2O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.45, n.2, p.195-203, 2010.

CRUVINEL, E.B.F.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KOZOVITS, A.R.; ZEPP, R.G. Soil emissions of NO , N_2O and CO_2 from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 144, p. 29–40, 2011.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.75, n.4, p.529-538, 1995.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

_____. EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

FEIGL, B.J.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 175, p. 21-29, 1995.

FRACETTO, F.J.C.; FRACETTO, G.G.M.; CERRI, C.C.; FEIGL, B.J.; SIQUEIRA NETO, M. Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1545-1552, 2012.

FRAZÃO, L.A.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 5, p. 384-390, 2013.

FRAZÃO, L.A.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil carbon stocks under oil palm plantations in Bahia State, Brazil. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 62, p. 1-7, 2014.

GASPARATOS, A.; LEE, L.Y.; VON MALTITZ, G.; MATHAI, M.V.; PUPPIM DE OLIVEIRA, J.; WILLIS, K.J. **Biofuels in Africa**: Impacts on ecosystem services, biodiversity, and human wellbeing. Japan: Yokohama, UNU-IAS Policy Report, 2012. 114p.

GUARESCHI, R.F.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A. Carbono, nitrogênio e abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em uma cronossequência de agricultura sob plantio direto no Cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 1135-1142, 2014.

GROSSMAN, R.B.; REINSCH, T.G. Bulk density and linear extensibility. In: DANE, J.H.; TOPP, G.C. (Ed.). **Methods of soil analysis**. IV: Physical methods. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 201-225.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis, **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 345–360, 2002.

HÖGBERG, P. ^{15}N natural abundance in soil-plant systems. **New Phytologist**, Sweden, v. 137, n. 95, p. 179-203, 1997.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC, 2014: Mitigation of Climate Change. **Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [EDENHOFER, O.R. ;PICHs-MADRUGA, Y. ;SOKONA, E. ;FARAHANI, S. ;KADNER, K. ;SEYBOTH, A. ;ADLER, I. ;BAUM, S. ;BRUNNER, P. ;EICKEMEIER, B. ;KRIEMANN, J. ;SAVOLAINEN, S. ;SCHLÖMER, C. ;VON STECHOW, T.; ZWICKEL ;MINX, J.C. (Ed.). United Kingdom ;New York: Cambridge University Press, Cambridge, USA, 2014.

LA SCALA JUNIOR, N.L.; DE FIGUEIREDO, E.B.; PANOSSO, A.R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 775-785, 2012.

LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A.; dos ANJOS, L.H.C. Abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em sistemas de manejo conservacionista no Cerrado. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 3, p. 604-615, 2014.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 10, p. 2775-2788, 2010.

MAKKAR, H.P.S.; BECKER, K. *Jatropha curcas*, a promising crop for the generation of biodiesel and value-added coproducts. **European Journal of Lipid Science and Technology**, Weinheim, v. 111, p. 773–787, 2009.

MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M.U.F.; McMURTRIE, R.E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, p. 105–123, 2002.

NAIR, P.K.R.; KUMAR, B.M.; NAIR, V.D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v.172, p. 10–23, 2009.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed) **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 539-579.

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

RASMUSSEN, L.V.; RASMUSSEN, K.; BRUUN, T.B. Impacts of *Jatropha*-based biodiesel production on above and below-ground carbon stocks: A case study from Mozambique. **Energy Policy**, Surrey, v. 51, p. 728–736, 2012.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A.; GAZOLLA, P.R.; PERIN, A.; ANJOS, L.H.C. dos. Changes in soil C and N distribution assessed by natural ^{13}C and ^{15}N abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 170, p. 36–44, 2013.

SACRAMENTO, J.A.A.S.; ARAÚJO, A.C.M.; ESCOBAR, M.E.O.; XAVIER, F.A.S.; CAVALCANTE, A.C.R.; OLIVEIRA, T.S. Soil carbon and nitrogen stocks in traditional agricultural and agroforestry systems in the semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 784-795, 2013.

SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. **Plant Physiology**, Washington, v. 47, n. 3, p. 380-384. 1971.

SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; VERDADE, L.M.; JOLY, C.A.; NETTO, P.E.A.; CANTARELLA, H.; CHUM, H.L.; DIAZ-CHAVEZ, R.; FERNANDES, E.; FINCHER, G.; GOLDEMBERG, J.; NOGUEIRA, L.A.H.; HUNTLEY, B.J.; JOHNSON, F.X.; KARP, A.; LEAL, M.R.L.V.; LYND, L.R.; MACEDO, I.C.; MACIEL FILHO, R.; MASSAFERA, M.P.; NASSAR, A.M.; NIGRO, F.E.B.; OSSEWIJER, P.; RICHARD, T.L.; SADDLER, J.N.; SAMSETH, J.; SEEBALUCK, V.; SOMERVILLE, C.R.; VAN DER WIELEN, L.; SLUYS, M.A.V.; WOODS, J.; YOUNGS, H. Bioenergy numbers. In: SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; JOLY, C.A.; VERDADE, L.M. (Ed.). **Bioenergy and Sustainability: Bridging the gaps**. Paris: SCOPE, 2015. chap.2, p. 28-58.

SRIVASTAVA, P.; SHARMA, Y.K.; SINGH N.; Soil carbon sequestration potential of *Jatropha curcas* L. growing in varying soil conditions. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 68, p. 155–166, 2014.

VAN SOEST, P.J.; WINE, R.H. The determination of lignin and cellulose in acid detergent fiber with permanganate. **Journal of the Association of Official Analytical Chemists**, Arlington, v.51, p.780-785, 1968.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; DAWSON, T.E.; OLIVEIRA, R.S. Functional differences between woodland savannas and seasonally dry forests from south-eastern Brazil: Evidence from ¹⁵N natural abundance studies. **Austral Ecology**, Carlton, v. 36, p. 974–982, 2011.

VIEIRA, A.S.; ALVES, L.F.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINS, S.C.; VEIGA, L.G.; SCARANELLO, M.A.; PICOLLO, M.C.; CAMARGO, P.B.; DO CARMO, J.B.; SOUSA NETO, E.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 1, n. 3, p. 421-434, 2011.

WANI, S.P.; CHANDER, G.; SAHRAWAT, K.L.; RAO, C.S.; RAGHVENDRA, G.; SUSANNA, P.; PAVANI, M. Carbon sequestration and land rehabilitation through *Jatropha curcas* (L.) plantation in degraded lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 161, p. 112–120, 2012.

3 QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM ÁREAS CULTIVADAS COM PINHÃO MANSO

Resumo

A substituição da vegetação nativa por agroecossistemas pode levar a alterações na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (MOS). No entanto, a intensidade dessas mudanças depende do tipo de solo, clima e uso da área. Nesse sentido, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da matéria orgânica em cronossequências de cultivo de pinhão manso. Para isso, foram avaliadas amostras de solo das profundidades 0-10, 20-30 e 80-100 cm em cronossequências localizadas em Planaltina-DF (Cerrado-pastagem-pinhão manso), Dourados-MS (Mata Atlântica-cultivo anual-pinhão manso) e Araripina-PE (Caatinga-pinhão manso). Nas amostras de solo foram determinados os teores de C nas frações da MOS, o índice de manejo do C (IMC), o grau de humificação da MOS (H_{FIL}) e os teores de C e N da biomassa microbiana a fim de avaliar a qualidade da MOS. A conversão da vegetação nativa para sistemas agropastoris alterou a composição da MOS nos biomas avaliados, especialmente nas camadas superficiais. Entre as ferramentas utilizadas para avaliar a qualidade da MOS, o IMC e os teores de C e N da biomassa microbiana foram as mais responsivas às alterações no uso do solo para todos os biomas estudados. A pastagem aumentou os teores de C em 8, 21 e 6 % nas frações orgânica, mineral e organomineral, respectivamente, e do IMC (107), além de manter o grau de humificação da MOS e os teores de C e N da biomassa microbiana do solo na camada 0-10 cm. Por sua vez, os menores valores de C nas frações da MOS, do IMC (38) e dos teores de C-BM (136 mg kg^{-1}) foram observados para a área de cultivo anual. O cultivo de pinhão manso aumentou os teores de C nas frações da MOS, o IMC e os teores de C e N da biomassa microbiana em função do tempo de implantação da cultura, o que evidencia o potencial de melhoria da qualidade da MOS desse sistema a longo prazo.

Palavras-chave: Mudança do uso do solo; Fracionamento físico; Índice de manejo do carbono; Grau de humificação do C; Biomassa microbiana

Abstract

The substitution of native vegetation by agricultural ecosystems can change the quantity and quality of soil organic matter (SOM). However, the intensity of these changes depend on the soil type, climate and land use. The objective of this research was to evaluate the quality of organic matter in chronosequences of *Jatropha* cultivation in contrasting soil and climatic conditions. For this, soil samples were evaluated from the depths 0-10, 20-30 and 80-100 cm in chronosequences located in Planaltina-DF (Cerrado-Pasture-*Jatropha*), Dourados-MS (Atlantic forest-Maize-*Jatropha*) and Araripina-PE (Caatinga-*Jatropha*). In the soil samples we determined C contents in fractions of SOM, carbon management index (CMI), humification index of SOM (H_{LIF}) and the contents of C and N in the microbial biomass in order to assess SOM quality. The conversion of native vegetation to agropastoral systems changed the composition of SOM in the evaluated biomes, especially in the surface layers. CMI and the contents of C and N in the microbial biomass were the most responsive to changes in land use for all the studied biomes. The pasture increased the C content in 8, 21 and 6% in the organic, mineral and organomineral fractions, respectively, and

CMI (107), while maintaining the humification index of SOM and the contents of C and N in the microbial biomass in the 0-10 cm layer. While, the lowest values of C in fractions of MOS, CMI (38) and C microbial biomass (136 mg kg^{-1}) were observed for annual crop. The *Jatropha* cultivation increased C contents in the fractions of SOM, CMI and C and N in the microbial biomass with increasing cultivation times, which demonstrates the potential of this long-term system in improving SOM quality.

Keywords: Land use change; Soil carbon fractionation; Carbon management index; Laser-Induced Fluorescence Spectroscopy; Microbial biomass

3.1 Introdução

O pinhão manso (*Jatropha spp.*) destaca-se como matéria prima para a produção de bioenergia, especialmente como fonte de biocombustível, devido as características agrônômicas inerentes a espécie, tais como: alto potencial de produção de óleo, fácil propagação, espécie de uso não alimentar e resistente a seca (OGUNWOLE et al., 2008; SOUSA et al., 2011).

A utilização de biodiesel oriundo de plantas oleaginosas, como o pinhão manso, tem implicações importantes para a bioenergia como substituto dos combustíveis fósseis, atenuando os acúmulos exacerbados de gases do efeito estufa na atmosfera. Além disso, como é uma cultura perene, pode ser utilizada na conservação do solo e para estocar carbono no solo (SRIVASTAVA; SHARMA; SINGH, 2014).

Estudos evidenciam que os sistemas de produção que preconizam a utilização de culturas voltadas à produção de energia renovável também apresentam potencial para acumular carbono no solo, por aportarem importante quantidade de resíduos culturais ao solo (LA SCALA JUNIOR et al., 2012; SRIVASTAVA; SHARMA; SINGH, 2014; SOUZA et al., 2015).

Alterações na matéria orgânica do solo (MOS) podem ser medidas por meio das mudanças no conteúdo total de C no solo e nas suas frações químicas e físicas. Porém, o uso do conteúdo total de C tem um valor limitado já que pequenas mudanças são difíceis de serem detectadas (BLAIR; LEFROY; LISLE, 1995). Nesse sentido, tornam-se importantes as avaliações dos compartimentos do C para verificar a capacidade do cultivo de pinhão manso em melhorar a qualidade da MOS.

Várias metodologias podem ser usadas para avaliar a qualidade da MOS. O carbono associado à biomassa microbiana representa de 2 a 4% do C orgânico total do solo, mas por ser uma fração ativa da MOS é mais sensível que os teores de C

orgânico total para aferir alterações causadas por práticas de manejo ou usos do solo (GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C, 2008).

As técnicas de fracionamento físico do solo também se apresentam como uma boa ferramenta para avaliar alterações nos compartimentos da MOS, especialmente em um curto período tempo (ROSSI et al., 2012), sendo consideradas quimicamente menos destrutivas, e os resultados obtidos são relacionados mais diretamente com a estrutura e função da matéria orgânica *in situ* (LADD et al., 1993). Adicionalmente, com a fração leve da MOS (C lábil), obtida no fracionamento físico, pode-se calcular o índice de manejo do carbono (IMC) que representa uma medida da sustentabilidade relativa de diferentes sistemas e pode ser usado para comparar as mudanças que ocorrem nos conteúdos de C lábil e total em decorrência de práticas agrícolas (VIEIRA et al., 2007).

Outro método que pode auxiliar na avaliação da qualidade da MOS é a espectroscopia de fluorescência induzida por laser (MILORI et al., 2006) que permite determinar a humificação do solo em amostras sem pré-tratamento. Segundo esses autores, a luz de comprimento de onda na região do azul (465 nm) excita, principalmente, as estruturas cuja concentração aumenta durante o processo de humificação, como grupos funcionais com ligações insaturadas em sistemas rígidos conjugados (anéis aromáticos conjugados e/ou substituídos, quinonas, etc) (FAVORETTO et al., 2008). Assim, o sinal de emissão de fluorescência é proporcional ao grau de humificação da MOS.

Nesse sentido, objetivou-se com este trabalho avaliar as alterações na qualidade da matéria orgânica do solo, por meio da quantificação dos conteúdos de C nas frações lábeis e recalcitrantes, do índice de manejo do C, do grau de humificação do C e dos teores de C e N da biomassa microbiana, em cronossequências de cultivo de pinhão manso.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Caracterização das áreas de estudo

A descrição das áreas avaliadas, o procedimento de amostragem do solo adotado e caracterização química e física dos solos utilizados nesta etapa da pesquisa encontram-se nos itens 2.2.1 e 2.2.2 deste trabalho, porém foram utilizadas somente as amostras das profundidades 0-10 (superficial), 20-30 (intermediária) e 80-100 cm

(profunda). A escolha de tais camadas baseou-se nas diferenças existentes nos estoques de C entre elas, bem como nas diferentes respostas as mudanças no uso do solo.

3.2.2 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

Para realizar o fracionamento físico da matéria orgânica do solo (MOS), foram utilizadas amostras de solo das áreas em estudo das profundidades 0-10, 20-30 e 80-100 cm, com cinco repetições. A separação das frações foi realizada pelo método granulométrico descrito por Cambardella e Elliott (1992). Para tanto, foram pesados 20 g de solo e adicionados 70 mL de água destilada em frasco de vidro de 100 mL. Em seguida, a suspensão foi submetida à dispersão por ultrassom durante 15 min, a 70% da potência do aparelho, fornecendo uma energia de 130 J mL⁻¹.

Após a sonicação, as amostras passaram por um conjunto de peneiras, uma com malha de 75 µm (200 mesh) e outra de 53 µm (270 mesh). As frações que permaneceram na peneira de 200 mesh foram separadas, por flotação em água, em Fração Orgânica (FO 75 - 2000 µm) e Fração Mineral 1 (FM1 75 - 2000 µm). As frações que passaram pela peneira de 200 mesh foram separadas em peneira de 270 mesh em Fração Mineral 2 (FM2 53 - 75 µm), a qual permaneceu na peneira e Fração Organomineral (FOM < 53 µm) que passou pela peneira. As frações FM1 e FM2 somadas compõem a Fração Mineral (FM 53 - 2000 µm). Foram obtidas ao final do fracionamento as frações FO 75 - 2000 µm, FM 53 - 2000 µm e FOM < 53 µm. A recuperação da massa inicial da amostra após o fracionamento físico foi superior a 95%, indicando que não houve perdas significativas de massa das amostras durante o fracionamento físico.

As frações foram identificadas e levadas à estufa a 45°C até secarem completamente. Após secagem, as amostras foram pesadas e moídas. Os teores de C das frações foram determinados pelo método da combustão via seca (NELSON; SOMMERS, 1982), em analisador elementar. A partir das massas de cada fração (g fração kg⁻¹ de solo) e dos teores de C (g de C kg⁻¹ de fração), foram calculadas as quantidades de C das frações em g kg⁻¹ de solo. Adicionalmente, foram determinados os teores totais de C orgânico para todas as amostras de solo utilizadas no fracionamento físico da MOS.

3.2.3 Índice de Manejo do Carbono (IMC)

O IMC é calculado a partir dos conteúdos de C lábil (CL) e C orgânico total (COT). O CL refere-se à fração leve da MOS, com tamanho entre 75 e 2000 μm obtida no fracionamento físico (VIEIRA et al., 2007), enquanto o carbono não lábil (CNL) foi determinado por diferença ($\text{CNL} = \text{COT} - \text{CL}$). A labilidade (L) do carbono tanto na área de referência quanto nas áreas cultivadas foi obtida dividindo-se o CL pelo CNL. Com base nessas mudanças na proporção de CL ($L = \text{CL}/\text{CNL}$) no solo, um índice de labilidade (IL) foi determinado como: $\text{IL} = L_{\text{cultivado}}/L_{\text{referência}}$. Com base nas mudanças no COT, entre um sistema referência e um sistema cultivado, foi obtido um índice de compartimento de carbono (ICC), calculado como: $\text{ICC} = \text{COT}_{\text{cultivado}}/\text{COT}_{\text{referência}}$. Finalmente, esses dois índices foram usados para calcular o IMC, obtido pela seguinte expressão: $\text{IMC} = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100$, proposto por Blair, Lefroy e Lisle (1995).

3.2.4 Espectroscopia de Fluorescência Induzida por Laser (FIL)

A FIL constitui uma tecnologia aplicada a solo que tem se mostrado eficiente na análise da matéria orgânica do solo em amostras de solos inteiros, fornecendo resultados de maneira ágil, limpa e em condições próximas das naturais (MILORI et al., 2006). A técnica consiste em excitar os grupos funcionais da MOS com um laser cuja emissão está na região do ultravioleta/azul, o que resulta na fluorescência de grupos funcionais da matéria orgânica relacionados com o processo de humificação. Esta fluorescência ocorre na região do visível com pico em aproximadamente 510 nm. As medidas foram realizadas em amostras de solo das camadas 0-10, 20-30 e 80-100 cm nas diferentes áreas de estudo.

O índice de humificação pela metodologia de FIL (H_{FIL}) foi obtido pela razão entre a área sobre o espectro de emissão de fluorescência (ACF) e o teor de carbono orgânico total (g kg^{-1}) presente na amostra (MILORI et al., 2006).

3.2.5 Biomassa microbiana do solo

As determinações dos teores de C e N na biomassa microbiana foram realizadas nas amostras de terra coletadas na profundidade de 0-10 cm, pelo método de extração-fumigação descrito por Vance et al. (1987), que consiste em comparar amostras fumigadas com clorofórmio e amostras controle (não fumigadas). O clorofórmio tem como função matar e romper as células microbianas sem, entretanto, afetar a matéria orgânica não viva.

Para o procedimento de extração, amostras fumigadas e não fumigadas foram transferidas para erlenmeyers de 250 mL, aos quais se adicionaram 100 mL de solução de sulfato de potássio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Em seguida, essas amostras foram agitadas por 30 minutos e os extratos foram centrifugados a 1200 rpm. Os extratos foram retirados do tubo de centrífuga com auxílio de uma seringa de 50 mL e passados por um filtro de poliéster com malha de 120 mesh (0,125 mm). Nesta etapa, uma alíquota do extrato foi separada para determinação de C e outra para determinação de N.

O C orgânico extraído foi determinado pelo método de via úmida (WALKLEY; BLACK, 1934). A partir da diferença entre os teores de C orgânico das amostras fumigadas e não fumigadas obteve-se o C microbiano, com fator de correção relativo à eficiência de extração de 0,38 (VANCE et al., 1987).

O nitrogênio da biomassa microbiana foi quantificado pelo método da N-ninhidrina (JOERGENSEN; BROOKES, 1990), composto que, quando descarboxilado, reage com substâncias do grupo do grupo α -amino, originárias, das células microbianas, formando um complexo de cor violeta, cuja coloração é proporcional à concentração de N presente no extrato. A partir da diferença entre os teores de N orgânico das amostras fumigadas e não fumigadas obteve-se o N microbiano, multiplicando-se como fator de correção relativo à eficiência de extração de 3,1.

3.2.6 Forma de análise dos resultados

Os resultados dos teores de C totais e das frações FO 75 - 2000 μm , FM 53 - 2000 μm e FOM < 53 μm obtidas no fracionamento da matéria orgânica do solo, o índice de humificação (H_{FIL}), o índice de manejo do carbono (IMC) e os teores de C e N, e a relação C/N da biomassa microbiana foram analisados comparando-se os diferentes usos da terra em Planaltina, Dourados e Araripina. Para tanto, os resultados foram submetidos à análise de variância e teste de comparação de médias pelo teste Tukey ($\alpha = 0,05$), no programa do programa estatístico SAS 9.3.

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Carbono nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo

A fração organomineral (FOM), com tamanho menor que 53 μm , apresentou maiores teores de C em relação às demais frações avaliadas, independentemente da área e profundidade analisada (Figura 3.1). Essa fração representou, em média, 79, 92 e 85% do conteúdo total de C nas áreas amostradas em Planaltina, Dourados e Araripina, respectivamente, para a camada 0-10 cm. Em profundidade, a contribuição relativa da FOM para o COT aumentou, sendo que na camada 80-100 cm foi de 83, 95 e 92% em Planaltina, Dourados e Araripina. De modo geral, a fração argila contém a maior parte do conteúdo total do C do solo, com alto grau de decomposição e maior tempo de permanência (VON LUTZOW et al., 2008).

A fração mineral (FM) com tamanho entre 53 e 2000 μm , a qual é constituída basicamente por areia (grossa, média e fina), representou aproximadamente 15, 5 e 8% do COT em Planaltina, Dourados e Araripina, respectivamente, para a profundidade de 0-10 cm. Bayer et al. (2006) avaliando um Argissolo de textura franco-arenosa observaram que os reservatórios totais de C nessa fração não chegavam a 10%. Maiores valores observados para as amostras de Planaltina se devem provavelmente ao método de separação das frações orgânica e mineral usado neste trabalho, o qual consistia na separação por flotação em água, diferente do método densimétrico clássico de fracionamento físico da MOS, que preconiza o uso de líquidos com densidade maior que a da água, permitindo uma melhor separação das dessas frações (DEON, 2013). Dessa forma, uma porção da fração orgânica permaneceu na fração mineral enriquecendo-a com C e superestimando os conteúdos da FM nas áreas avaliadas em Planaltina.

A fração orgânica (FO) com tamanho entre 75 e 2000 μm corresponde à matéria macroorgânica, particulada ou fração leve livre, sendo constituída basicamente por resíduos vegetais em estágios iniciais de decomposição, raízes e hifas de fungos (CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992). Nos locais em estudo, essa fração representou aproximadamente 6, 3 e 7% do COT em Planaltina, Dourados e Araripina, respectivamente, na camada 0-10 cm, havendo diminuição de sua quantidade com o aumento da profundidade. Essas variações na quantidade da fração orgânica no perfil do solo são esperadas, uma vez que, essa fração é muito dependente do aporte de C

por resíduos vegetais e da variação na quantidade desse material devido a utilização de diferentes sistemas de cultivo.

Em Planaltina, as frações lábeis da MOS (FO e FM) foram mais responsivas a mudança de uso do solo, sendo que os maiores valores de C associados a essas frações foram verificados para pastagem, especialmente nas camadas superficiais. No solo sob pastagem por mais de 30 anos verificou-se aumentos de 8, 21 e 6% nos teores de C na FO, FM e FOM, respectivamente, na camada 0-10 cm, quando comparados com os valores obtidos na área de Cerrado, tais observações apresentaram a mesma tendência do COT. Comparando áreas de pastagem, com mais de 17 anos e vegetação nativa (Floresta Amazônica) Lisboa et al. (2009) observaram aumentos nos teores de C em todas as frações, bem como alterações na distribuição dos mesmos entre as frações. Já Heid et al. (2009) obtiveram reduções de 30,6 e 15,7% do C na FO e FOM, respectivamente, em área de pastagem em relação aos valores observados na mata nativa na camada 0-20 cm de um Latossolo Vermelho Distroférrico.

A implantação do cultivo de pinhão manso em Planaltina reduziu 45% do C da FO em relação à cultura anual na camada 0-10 cm, mas quatro anos de cultivo proporcionou uma recuperação de 26% do C da FO. Ogunwale et al. (2008) estudando o impacto do cultivo de pinhão manso na qualidade de um Neossolo degradado na Índia, verificaram alterações nos teores de C e N, e na estrutura do solo. Os autores atribuem a melhoria na qualidade do solo ao fato do pinhão manso ser uma cultura perene e caducifólia, o que garante um maior aporte de material vegetal no solo.

Em Dourados, diferente de Planaltina, todas as frações foram afetadas pelo o uso do solo, sendo que os menores valores foram verificados para cultura anual em todas as frações e profundidades. A substituição de Mata Atlântica para cultura anual (milho) reduziu em média 80, 34 e 25% do C das FO, FM e FOM, respectivamente. Já a mudança de cultivo anual para pinhão manso manteve os teores de C da FOM e aumentou o C associado às demais frações, especialmente na camada 0-10 cm. Porém, o cultivo de pinhão manso por sete anos não foi suficiente para recuperar os teores de C nas frações aos níveis observados na vegetação nativa.

Figura 3.1 - Teores de C orgânico total (COT) e das frações orgânica (FO), mineral (FM) e organomineral (FOM) da matéria orgânica de solos sob diferentes usos, nas profundidades de 0-10, 20-30 e 80-100 cm, em Planaltina-DF (a), Dourados-MS (b) e Arapirina-PE (c). As áreas avaliadas referem-se ao cultivo de pinhão com 1 (PM 1), 2 (PM2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos (PM 7), pastagem, cultura anual e áreas de vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga). Linhas verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$) entre uso do solo na mesma profundidade e na mesma fração ou solo

Os menores valores obtidos para a área de cultivo anual indicam que o manejo convencional utilizado na área reduz o aporte de resíduos culturais e aumenta a exposição da MOS à decomposição pelos microrganismos. Hartman et al. (2014), estudando a quantidade de C do solo em dois experimentos de longa duração envolvendo tratamentos de manejo de solo (plantio direto e convencional) e rotações de culturas, observou que houve uma redução de 45,7 g kg⁻¹ no conteúdo de COT em um Latossolo Vermelho Distrófico em Ponta Grossa-PR, e 37% deste montante foi C da fração particulada, indicando uma clara redução de C associado aos minerais.

Em Araripina, não houve diferença estatística ($p < 0,05$) entre os teores de C entre dos diferentes usos do solo para as três frações da MOS e profundidades analisadas, mesmo a FO apresentando as maiores variações em função do uso do solo adotado, pode-se inferir que embora os tempos e usos das áreas sejam diferentes, o aporte de material vegetal sobre o solo foi semelhante. Em média, os valores de C associados às frações da MOS variaram de 0,61 a 0,05 g kg⁻¹ na FO, de 0,82 a 0,23 g kg⁻¹ na FM e de 8,01 a 3,13 g kg⁻¹ na FOM entre as profundidades. As contribuições médias para COT das FO, FM e FOM foram de 6, 9 e 85%, respectivamente, na camada 0-10 cm.

3.3.2 Índice de Manejo do Carbono (IMC)

Com exceção do solo sob pastagem na camada 0-10 cm, os usos do solo apresentaram IMC inferior ao da área de referência nas camadas 0-10 e 20-30 cm. Contudo, nas áreas de pinhão manso observa-se um incremento do IMC em função do tempo de cultivo, sendo que os maiores foram verificados para PM5 (97) e PM7(91) na camada 0-10 cm em Dourados (Tabela 3.1). O sistema com maior revolvimento do solo e menor manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo (cultura anual) apresentou os menores valores de IMC, 38 e 8 para as profundidades 0-10 e 20-30 cm, respectivamente.

Sistemas de manejo ou usos do solo que apresentem IMC superior ou igual ao da vegetação nativa (100), que representa o sistema de referência, evidenciam as capacidades desses sistemas de melhorar a qualidade do solo e promover a sustentabilidade do agroecossistema. Por sua vez, valores de IMC inferiores a 100 são indicativos de impacto negativo das práticas de manejo e uso do solo sobre os teores da MOS (BLAIR et al., 1995).

Tabela 3.1 - Teor total de carbono (COT), teores de carbono lábil e não lábil, índice de compartimento de carbono (ICC), labilidade (L), índice de labilidade (IL) e índice de manejo de carbono (IMC) nas camadas 0-10 e 20-30 cm de solos sob diferentes usos em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE

ÁREAS ⁽¹⁾	COT	C lábil	C não lábil	ICC ⁽³⁾	L ⁽⁴⁾	IL ⁽⁵⁾	IMC ⁽⁶⁾
-----g kg ⁻¹ -----							
0-10 cm							
PLANALTINA							
Cerrado ⁽²⁾	18,10	1,31	16,79	1,00	0,08	1,00	100
Pastagem	19,57	1,41	18,16	1,08	0,08	0,99	107
PM 1	19,07	0,77	18,30	1,05	0,04	0,54	57
PM 2	19,30	0,76	18,54	1,07	0,04	0,53	56
PM 3	19,26	0,91	18,35	1,06	0,05	0,64	68
PM 4	19,74	1,41	18,60	1,09	0,06	0,78	85
DOURADOS							
Mata Atlântica ⁽²⁾	19,55	0,55	19,00	1,00	0,03	1,00	100
Cultura anual	12,66	0,21	12,45	0,65	0,02	0,58	38
PM 3	12,34	0,45	11,89	0,63	0,04	1,31	83
PM 5	12,66	0,52	12,14	0,65	0,04	1,49	97
PM 7	13,33	0,49	12,84	0,68	0,04	1,34	91
ARARIPINA							
Caatinga ⁽²⁾	9,68	0,93	8,75	1,00	0,11	1,00	100
PM 4	9,24	0,38	8,86	0,95	0,04	0,40	38
PM 6	9,42	0,52	8,90	0,97	0,06	0,55	54
20-30 cm							
PLANALTINA							
Cerrado ⁽²⁾	13,82	0,45	13,37	1,00	0,03	1,00	100
Pastagem	12,48	0,16	12,32	0,90	0,01	0,38	34
PM 1	12,91	0,21	12,70	0,93	0,02	0,48	45
PM 2	13,50	0,16	13,34	0,98	0,01	0,36	35
PM 3	13,78	0,23	13,55	1,00	0,02	0,49	49
PM 4	13,81	0,22	13,59	1,00	0,02	0,47	46
DOURADOS							
Mata Atlântica ⁽²⁾	11,39	0,19	11,20	1,00	0,02	1,00	100
Cultura anual	8,47	0,01	8,46	0,74	0,00	0,11	8
PM 3	8,67	0,05	8,62	0,76	0,01	0,38	29
PM 5	8,87	0,13	8,74	0,78	0,01	0,88	69
PM 7	9,05	0,14	8,91	0,79	0,02	0,93	74
ARARIPINA							
Caatinga ⁽²⁾	4,66	0,08	4,58	1,00	0,02	1,00	100
PM 4	5,25	0,06	5,19	1,13	0,01	0,71	80
PM 6	5,19	0,06	5,13	1,11	0,01	0,74	82

⁽¹⁾As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos de implantação (PM 7), pastagem, cultura anual e vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga). ⁽²⁾Área de vegetação nativa foi tomada como referência, em cada profundidade, para os cálculos de ICC, IL e IMC; ⁽³⁾ICC = teor de C na área cultivada / teor de C na área de referência; ⁽⁴⁾Labilidade = teor de C lábil na área cultivada / teor de C não lábil na área cultivada; ⁽⁵⁾IL = labilidade na área cultivada / labilidade na área de referência; ⁽⁶⁾IMC = ICC x IL x 100

Dessa forma, o maior IMC da pastagem na camada 0-10 cm (107) reflete o potencial das pastagens bem manejadas para acumular C no solo, em quantidades iguais ou superiores ao observado em áreas de vegetação nativa. Schiavo et al. (2011)

comparando áreas de cultivo anual e pastagem com áreas de vegetação nativa observaram que as áreas de pastagem apresentam IMC mais próximos ou superiores ao da vegetação nativa. No entanto, Assmann et al. (2014) afirmam que alta intensidade de pastejo resulta em perdas de C no solo e o IMC em comparação com a vegetação nativa.

Nas áreas sob pinhão manso com mais tempo de cultivo em Planaltina e Dourados, o IMC ficaram próximos aos da área de referência na camada 0-10 cm (Tabela 3.1), esse comportamento deve-se ao maior IL dessas áreas. Os sistemas de manejo mais conservacionistas, que apresentam IMC igual ou superior ao da área de referência são responsáveis pela sustentabilidade do agroecossistema em regiões tropicais devido à manutenção do C no sistema agrícola (SILVA et al., 2011). Assim, o fato de o cultivo de pinhão manso aumentar o IMC em função do tempo de implantação da cultura evidencia a capacidade de melhorar a qualidade da matéria orgânica do solo desse sistema, pela manutenção da labilidade da MOS de forma semelhante ou superior a da área referência.

3.3.3 Índice de humificação da matéria orgânica do solo (H_{FIL})

O índice de humificação da MOS (H_{FIL}) apresentou valores menores na camada superficial (0-10 cm) para todos os usos do solo e locais avaliados (Figura 3.2). Esse comportamento é função da deposição de C lábil por resíduos vegetais na superfície do solo, causando uma diluição da matéria orgânica mais humificada, resultando em altos teores de carbono e baixo grau de humificação da matéria orgânica em superfície (FAVORETTO et al., 2008; SEGNINI et al., 2013). Em profundidade, o H_{FIL} apresenta um gradiente crescente, sendo que na camada 80-100 cm os valores de H_{FIL} foram mais de 3 vezes superiores aos observados na camada 0-10 cm, indicando que a MOS é mais recalcitrante quanto mais distante da superfície do solo.

Os valores de H_{FIL} observados nas áreas estudadas em Araripina foram aproximadamente 4 e 5 vezes superiores aos verificados para os diferentes usos do solo em Dourados e Planaltina, respectivamente, em todas as camadas amostradas, indicando que a preservação dos componentes mais aromáticos da MOS é um mecanismo predominante nesse ambiente. A diferença nos valores de H_{FIL} entre locais contrastantes, como é o caso das regiões estudadas nesse trabalho, está relacionada com o teor de C, a composição da MOS, características da fração mineral e/ou estrutura do solo (BALDOCK; SKJEMSTAD, 2000; TIVET et al., 2013). Dessa

forma, no bioma Caatinga os maiores valores de H_{FIL} dos solos podem ser atribuídos as características do material vegetal aportado com altos teores de lignina precursora das substâncias húmicas (SANTOS et al., 2008).

Em Planaltina, o H_{FIL} foi estatisticamente superior no solo sob Cerrado em todas as profundidades avaliadas (Figura 3.2). Entre os demais usos do solo não houve diferença estatística no grau de humificação, sendo que os maiores valores foram observados para o solo sob pastagem. Esses resultados apontam que os incrementos nos teores de C, após a conversão de vegetação nativa para pastagem e pinhão manso, estão associados ao aumento da matéria orgânica menos estável, indicando que a preservação seletiva não é o principal mecanismo de acumulação de C em solos sob pastagem e pinhão manso. Xavier (2014) comparando áreas sob pastagem degradada e recuperada, e uma área referência sob vegetação nativa (Mata Atlântica) observou maiores teores de C e menores H_{FIL} para os solos sob pastagem melhorada.

Os maiores H_{FIL} ($p < 0,05$) foram registrados no solo sob cultura anual nas profundidades 0-10 e 20-30 cm, em Dourados. Esses maiores valores ocorrem devido ao baixo aporte de matéria orgânica lábil na superfície em cultivos anuais, causando um aumento relativo da matéria orgânica mais humificada, o que resulta em baixos teores de C e alto grau de humificação da matéria orgânica. Adicionalmente, o sistema de preparo convencional com intenso revolvimento do solo aumenta a oxidação preferencial das frações mais lábeis da MOS e reduz a preservação dessas estruturas por meio dos mecanismos de proteção física por agregação (FAVORETTO et al., 2008; SEGNINI et al., 2013; TIVET et al., 2013). Por sua vez, os menores valores de H_{FIL} nos solos sob Mata Atlântica e pinhão manso sugere uma maior proteção física da porção mais lábil da MOS nesses sistemas.

Figure 3.2 - Teor de C e índice de humificação da MOS (H_{FIL}) em amostras de solo das profundidades de 0-10, 20-30 e 80-100 cm, em áreas sob diferentes usos em Planaltina-DF (a), Dourados-MS (b) e Araripina-PE (c). As áreas avaliadas referem-se ao cultivo de pinhão com 1 (PM 1), 2 (PM2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos (PM 7), pastagem, cultura anual e áreas de vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga). * e ns: significativo e não significativo, respectivamente, pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$)

Os diferentes usos do solo (Caatinga, pinhão com 4 e 6 anos), em Araripina, tiveram H_{FIL} similares, em todas as profundidades analisadas. A conversão de Caatinga em cultivos de pinhão manso não alterou os teores de C e o grau de humificação da MOS, provavelmente pelo fato dos resíduos culturais do pinhão manso apresentarem altos teores de lignina que conferem ao material difícil decomposição. Dessa forma, o sistema permaneceu em equilíbrio ao longo dos anos de cultivo do pinhão manso.

3.3.4 Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo

Os teores de C e N da biomassa microbiana (C-BM e N-BM) variaram significativamente ($p < 0,05$) entre os tipos de uso da terra avaliados (Tabela 3.2). Em Planaltina e Dourados, os solos sob vegetação nativa (Cerrado e Mata Atlântica) apresentaram os maiores valores de C e N da biomassa microbiana. Os maiores valores de C-BM em vegetação nativa podem ser explicados com base no maior aporte e diversidade do substrato orgânico produzido nesses sistemas. No bioma Caatinga em Araripina, a diminuição nos teores de C-BM foi inferior em relação aos outros biomas avaliados, sendo atribuída à seleção natural de comunidades microbianas adaptadas às condições estressantes (alta temperatura e períodos intermitentes de seca), de tal modo que as perturbações ligadas à agricultura não foram suficientes para reduzir a biomassa microbiana.

A mudança de vegetação nativa para pastagem, cultura anual e pinhão manso reduziu os teores de C-BM em 11, 79 e 14%, respectivamente. Segundo Kaschuk, Alberton e Hungria (2011) a conversão de vegetação nativa para sistemas agropastoris tende a alterar a biomassa microbiana do solo, reduzindo os teores de C. A meta-análise realizada por Kaschuk, Alberton e Hungria (2011) sobre a introdução de práticas agrícolas em solos anteriormente com vegetação natural nos biomas Amazônico, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal indicou uma diminuição média de 33% nos teores de C-BM. Ainda de acordo com esses autores as reduções são maiores quando a vegetação nativa é substituída por culturas anuais (53%), seguida por pastagem (27%) e culturas perenes (21%). Os resultados do presente trabalho também confirmam as observações feitas por Silva (2012), uma vez que a conversão de vegetação nativa para agricultura ou pecuária também reduziu a quantidade de C imobilizada pelos microrganismos do solo.

Tabela 3.2 - Valores médios de C e N e relação C/N da biomassa microbiana de solos sob diferentes usos, na profundidade de 0-10 cm, em Planaltina-DF, Dourados-MS e Araripina-PE

ÁREAS ⁽¹⁾	C	N	C/N
	-----mg kg ⁻¹ -----		
PLANALTINA			
Cerrado	467,3 a	50,4 a	9 a
Pastagem	415,7 ab	47,1 a	9 a
PM 1	277,2 ab	19,5 b	14 a
PM 2	258,5 ab	21,9 b	12 a
PM 3	224,2 b	20,3 b	11 a
PM 4	308,4 ab	28,7 ab	11 a
DOURADOS			
Mata Atlântica	645,4 a	111,0 a	6 b
Cultura anual	135,9 c	20,2 b	7 b
PM 3	242,2 bc	29,3 b	8 ab
PM 5	297,9 b	27,3 b	11 a
PM 7	281,4 b	33,8 b	8 ab
ARARIPINA			
Caatinga	287,9 ab	19,4 a	15 a
PM 4	248,4 b	19,8 a	13 a
PM 6	337,7 a	19,9 a	16 a

Letras minúsculas comparam médias na vertical. Médias seguidas pela mesma letra, no mesmo local, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$). ⁽¹⁾As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 1 (PM 1), 2 (PM 2), 3 (PM 3), 4 (PM 4), 5 (PM 5), 6 (PM 6) e 7 anos de cultivo (PM 7), pastagem, cultura anual e vegetação nativa (Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga).

Entre as áreas cultivadas com pinhão manso os valores de C-BM do solo variaram de 224 a 338 mg kg⁻¹ (Tabela 3.2). As áreas de pinhão manso com menor tempo de cultivo obtiveram os menores valores de C-BM em todos os locais avaliados. Em Planaltina e Dourados, observou-se um incremento nos valores de C-BM do solo em função do tempo de cultivo do pinhão manso, porém, esses valores são inferiores ao observado para os solos sob vegetação nativa (Cerrado e Mata Atlântica). Em Araripina, a área de pinhão manso com 6 anos de cultivo apresentou valor de C-BM 17% superior ao observado para a vegetação nativa (Caatinga).

No bioma Caatinga, onde predomina as circunstâncias em que a comunidade microbiana encontra-se sob algum fator de estresse (altas temperaturas e períodos prolongados de seca), a capacidade de utilização do C pelos microrganismos é reduzida. Dessa forma, a atividade microbiana pode ter sido estimulada pela melhoria da fertilidade do solo, a partir das entradas de N e P por meio de fertilizantes no cultivo de pinhão manso.

Nos solos estudados esses valores de C-BM variaram de 1,1 a 3,6% do C orgânico total, sendo os menores valores associados aos solos cultivados. Assim, para esse estudo, a biomassa microbiana se mostrou um indicador sensível de mudanças na qualidade da matéria orgânica do solo em função dos diferentes usos,

como observado por Fabrizzi et al. (2009), Kaschuk, Alberton e Hungria (2011), e Pessoa et al. (2012).

Nas áreas sob cultivo, além das reduções no C-BM, também foram observadas reduções nos teores de N-BM do solo em Planaltina e Dourados (Tabela 3.2). Em Planaltina, as reduções no N-BM foram, respectivamente, de 7, 61, 57, 60 e 43%, para as áreas sob pastagem, PM 1, PM 2, PM 3 e PM 4. O mesmo padrão foi observado quando se comparou a com as áreas sob cultura anual e pinhão manso em Dourados, sendo as reduções promovidas pelas atividades agrícolas de aproximadamente 75%. Avaliando a biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes usos do solo, Silva et al. (2012) observaram que práticas agrícolas (agricultura anual e perene), quando comparadas à vegetação nativa, podem causar distúrbios na comunidade microbiana, que podem, por sua vez, diminuir a quantidade de N imobilizado como biomassa microbiana do solo.

3.4 Conclusões

Entre as ferramentas utilizadas para avaliar a qualidade da MOS, o IMC e os teores de C e N da biomassa microbiana foram as mais responsivas às alterações no uso do solo para todos os biomas estudados.

O cultivo de pinhão manso aumenta os teores de C nas frações da MOS, o IMC e os teores de C e N da biomassa microbiana em função do tempo de implantação da cultura, o que evidencia a capacidade de melhorar a qualidade da matéria orgânica do solo desse sistema, sendo uma estratégia promissora para melhorar a qualidade do solo. Adicionalmente, os menores valores de H_{FIL} nos solos sob pinhão manso sugerem uma maior proteção física da porção mais lábil da MOS nesse sistema.

Referências

- ASSMANN, J.M.; ANGHINONI, I.; MARTINS, A.P.; COSTA, S.E.V.G.A.; CECAGNO, D.; CARLOS, F.S.; CARVALHO, P.C.F. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 52–59, 2014.
- BALDOCK, J.A.; SKJEMSTAD, J.O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, Oxford, v. 31, n. 7/8, p. 697–710, 2000.

BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, 1995.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; AMADO, T.J.C. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, Amsterdam, v. 133, p. 258-68, 2006.

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

DEON, D.S. **Mudança de uso da terra e impacto na matéria orgânica do solo em dois locais no Leste da Amazônia**. 2013. 153p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

FABRIZZI, K.P.; RICE, C.W.; AMADO, T.J.C.; FIORIN, J.; BARBAGELATA, P.; MELCHIORI, R. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 92, p. 129–143, 2009.

FAVORETTO, C.M.; GONÇALVES, D.; MILORI, D.M.B.P.; ROSA, J.A.; LEITE, W.C.; BRINATTI, A.M.; SAAB, S.C. Determinação da humificação da matéria orgânica de um latossolo e de suas frações organo-minerais. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, p. 1994-1996, 2008.

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

HARTMAN, D.C.; SÁ, J.C. de M.; BRIEDIS, C.; SANTOS, J.Z. dos; SCHIMIGUEL, R. Evidências de saturação de carbono em solos sob plantio direto em agro-ecossistemas subtropical e tropical no Brasil. **Snyergismus Scyentifica UTFPR**, Pato Branco, v.9, p.1-6, 2014.

HEID, D.M.; VITORINO, A.C.T.; TIRLONI, C.; HOFFMANN, N.T.K. Frações orgânicas e estabilidade dos agregados de um Latossolo Vermelho Distroférico sob diferentes usos. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, v. 51, p.143-160, 2009.

JOERGENSEN, R.G.; BROOKES, P.C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K₂SO₄ soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 22, p. 1023-1027, 1990.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant and Soil**, The Hague, v. 338, p. 467-481, 2011.

LADD, J.N.; FOSTER, R.C.; SKJEMSTAD, J.O. Soil structure: carbon and nitrogen metabolism. **Geoderma**, Amsterdam, v.56, p. 401-434, 1993.

LA SCALA JUNIOR, N.L.; DE FIGUEIREDO, E.B.; PANOSSO, A.R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 775-785, 2012.

LISBOA, C.C.; CONANT, R.T.; HADDIX, M.L.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Soil carbon turnover measurement by physical fractionation at a forest-to-pasture chronosequence in the Brazilian Amazon. **Ecosystems**, New York, v. 12, p. 1212–1221, 2009.

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

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, D.R. (Ed) **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, p. 539-579, 1982.

OGUNWOLE, J.O.; CHAUDHARY, D.R.; GHOSH, A.; DAUDU, C.K.; CHIKARA, J.; PATOLIA, J.S. Contribution of *Jatropha curcas* to soil quality improvement in a degraded Indian entisol. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science**, Copenhagen, v. 58, p. 245-251, 2008.

PESSOA, P.M.A.; DUDA, G.P.; BARROS, R.B.; FREIRE, M.B.G.S.; NASCIMENTO, C.W.A.; CORREA, M.M. Frações de carbono orgânico de um Latossolo húmico sob diferentes usos no agreste brasileiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 97-104, 2012.

ROSSI, C.Q.; PEREIRA, M.G.; GIÁCOMO, S.G.; BETTA, M.; POLIDORO, J.C. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, p. 38-46, 2012.

SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. 654p.

SCHIAVO, J.A.; ROSSET, J.S.; PEREIRA, M.G.; SALTON, J.C. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p.1332-1338, 2011.

SEGNINI, A.; CARVALHO, J.L.N.; BOLONHEZI, D.; MILORI, D.M.B.P.; SILVA, W.T.L.; SIMÕES, M.L.; CANTARELLA, H.; DE MARIA, I.C.; MARTIN-NETO, L. Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil management. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.70, n.5, p.321-326, 2013.

SILVA, C.F.; PEREIRA, M.G.; MIGUEL, D.L.; FEITORA, J.C.F., LOSS, A.; MENEZES, C.E.G.; SILVA, E.M.R. Carbono orgânico total, biomassa microbiana e atividade enzimática do solo de áreas agrícolas, florestais e pastagem no médio vale do Paraíba do Sul (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1680-1689, 2012.

SILVA, E.F.; LOURENTE, E.P.R.; MARCHETTI, M.E.; MERCANTE, F.M.; FERREIRA, A.K.T.; FUJII, G.C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p.1321-1331, 2011.

SOUSA, A.E.C.; GHEYI, R.H.; CORREIA, K.G.; SOARES, F.A.L., NOBRE, R.G. Crescimento e consumo hídrico de pinhão manso sob estresse salino e doses de fósforo. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 310-318, 2011.

SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; VERDADE, L.M.; JOLY, C.A.; NETTO, P.E.A.; CANTARELLA, H.; CHUM, H.L.; DIAZ-CHAVEZ, R.; FERNANDES, E.; FINCHER, G.; GOLDEMBERG, J.; NOGUEIRA, L.A.H.; HUNTLEY, B.J.; JOHNSON, F.X.; KARP, A.; LEAL, M.R.L.V.; LYND, L.R.; MACEDO, I.C.; MACIEL FILHO, R.; MASSAFERA, M.P.; NASSAR, A.M.; NIGRO, F.E.B.; OSSEWIJER, P.; RICHARD, T.L.; SADDLER, J.N.; SAMSETH, J.; SEEBALUCK, V.; SOMERVILLE, C.R.; VAN DER WIELEN, L.; SLUYS, M.A.V.; WOODS, J.; YOUNGS, H. Bioenergy numbers. In: SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; JOLY, C.A.; VERDADE, L.M. (Ed.). **Bioenergy and Sustainability**: Bridging the gaps. Paris: SCOPE, 2015. Chap.2, p. 28-58.

SRIVASTAVA, P.; SHARMA, Y.K.; SINGH N. Soil carbon sequestration potential of *Jatropha curcas* L. growing in varying soil conditions. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 68, p. 155–166, 2014.

TIVET, F.; SÁ, J.C.M.; LAL, R.; MILORI, D.M.B.P.; BRIEDIS, C.; LETOURMY, P.; PINHEIRO, L.A.; BORSZOWSKI, P.R.; HARTMAN, D.C. Assessing humification and organic C compounds by laser-induced fluorescence and FTIR spectroscopies under conventional and no-till management in Brazilian Oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 207-208, p. 71-81, 2013.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.19, p.703-707, 1987.

VIEIRA, F.C.B.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; HE, Z.L. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, p.195-204, 2007.

VON LUTZOW, M.; KOGEL-KNABNER, I.; LUDWIG, B.; MATZNER, E.; FLESSA, H.; EKSCHMITT, K.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; KALBITZ, K. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 171, p. 111–124, 2008.

XAVIER, A.A.P. **Avaliação do acúmulo e emissão de carbono do solo sob sistemas produtivos de pastagem**. 2014. 101p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v.37, p.29-37, 1934.

4 EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA ASSOCIADA À APLICAÇÃO DE FERTILIZANTE NITROGENADO EM SOLOS SOB CULTIVO DE PINHÃO MANSO

Resumo

A utilização de biodiesel oriundo de plantas oleaginosas, como o pinhão manso, tem implicações importantes para a bioenergia como substituto dos combustíveis fósseis, atenuando os acúmulos exacerbados de gases do efeito estufa na atmosfera. O objetivo deste trabalho foi quantificar as emissões de gases do efeito estufa (N_2O , CO_2 e CH_4) associadas ao uso de diferentes doses de fertilizante mineral nitrogenado no cultivo do pinhão manso. Para isso, foram realizados dois experimentos em condições edafoclimáticas contrastantes: em Dourados-MS testando-se as doses 0, 37, 75 e 150 kg ha^{-1} de N e em Piracicaba-SP avaliando-se as doses 0, 8,25, 16,5 e 33 kg ha^{-1} de N. As emissões de CO_2 e N_2O aumentaram com a aplicação de fertilizante nitrogenado. Porém, a fertilização nitrogenada não influenciou significativamente os fluxos e as emissões de CH_4 , contribuindo com menos de 0,2% da emissão total dos gases. As emissões de N_2O aumentaram linearmente com doses de N de até 33 kg ha^{-1} . No entanto, uma relação não linear entre a entrada de N e as emissões de N_2O foi observada para doses de até 150 kg ha^{-1} . Os fatores de emissão de N_2O variaram de 0,21 a 0,46% para as doses avaliadas. Esses valores são inferiores ao proposto pelo IPCC (1%) e aos relatados para outras culturas utilizadas na produção de biocombustível. Isso indica que fertilizantes nitrogenados não são importantes fontes de emissões de N_2O em sistema de cultivo de pinhão manso.

Palavras-chave: Doses de nitrogênio; Emissão de N_2O ; Fator de emissão; Biodiesel

Abstract

The use of biodiesel derived from oilseeds such as *Jatropha spp.*, has important implications for bioenergy as a substitute for fossil fuels, reducing the exacerbated accumulation of greenhouse gases (GHG) in the atmosphere. The objective of this research was to evaluate greenhouse gases emissions (N_2O , CO_2 and CH_4) according to different nitrogen application rates in soils cultivated with *Jatropha spp.* Two experiments were conducted under contrasting edafoclimatic conditions: in Dourados-MS testing four rates of N fertilization 0, 37, 75 and 150 kg N ha^{-1} , and in Piracicaba-SP were the following doses were used 0, 8.25, 16.5 and 33 kg N ha^{-1} . CO_2 and N_2O emissions increased with the application of nitrogen fertilizer. However, nitrogen fertilization did not significantly influence CH_4 fluxes, contributing with less than 0.2% of the total GHG emissions. N_2O emissions increased linearly with N concentrations up to the dose of 33 kg ha^{-1} . However, a nonlinear relationship between the N input and N_2O emissions was observed at doses of up to 150 kg ha^{-1} . The N_2O emission factors ranged from 0.21 to 0.46% for the doses evaluated in this study. These values are lower than those proposed by IPCC (1%) and reported for other crops used in the production of biofuel. Our findings indicate that nitrogen fertilizers are not important sources of N_2O emissions in *Jatropha spp.* cultivation system.

Keywords: Nitrogen application rate; N_2O emissions; Emission factor; Biodiesel

4.1 Introdução

A velocidade e intensidade com que estão ocorrendo mudanças no sistema climático da Terra, desde a Revolução Industrial, tem sido objeto de preocupação de cientistas e líderes mundiais, principalmente nas últimas décadas. A utilização dos recursos naturais tais como carvão, petróleo e áreas florestadas fez com que a concentração de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera aumentasse exponencialmente até os dias de hoje. Em 2011 as concentrações de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) excederam os níveis pré-industriais em cerca de 40%, 150% e 20%, respectivamente (IPCC, 2013).

Esse aumento contínuo de gases na atmosfera apresenta como consequência, uma maior interação com a radiação infravermelha emitida pela Terra, e consequentemente, o aumento da temperatura do ar atmosférico, que tem reflexos nas mudanças climáticas, tais como distribuição irregular das chuvas, aumento ou diminuição de temperaturas da atmosfera, elevação do nível do mar, entre outros (CERRI et al., 2007).

A substituição de combustíveis fósseis por biocombustíveis derivados de culturas agrícolas tem o potencial de reduzir as emissões de GEE. Reduções de até 90% foram relatadas na literatura (ADLER; DEL GROSSO; PARTON, 2007; ACQUAYE et al., 2012). Estudos tem sugerido que a escolha da cultura tem um grande impacto sobre as emissões de GEE, devido aos fluxos de CO₂ associados com o tipo de cultivo e aos fluxos de N₂O associados ao uso de fertilizantes nitrogenados. Biocombustíveis produzidos a partir de culturas perenes, que normalmente usam nitrogênio de forma mais eficiente, apresentam emissões de GEE mais baixas do que os biocombustíveis oriundos de culturas anuais (GASPARATOS; STROMBERG; TAKEUCHI, 2013).

O pinhão manso (*Jatropha spp.*) é uma espécie oleaginosa, de fácil propagação, exigente em insolação, resistente à seca e que apresenta relevante importância social e econômica para o Brasil, especialmente como fonte de biocombustível (SILVA et al., 2009). Sua utilização como matéria prima para a produção de bioenergia está embasada nas características agronômicas inerentes a espécie, tais como, alto potencial de produção de óleo, espécie de uso não alimentar e perenidade da cultura (SOUSA et al., 2011).

A utilização de biodiesel oriundo de plantas oleaginosas, como o pinhão manso, tem implicações importantes para a bioenergia como substituto dos combustíveis fósseis, atenuando os acúmulos exacerbados de GEE na atmosfera (ROMIJN, 2011). Entretanto, as emissões de GEE associadas ao processo produtivo do pinhão manso podem reduzir estes benefícios.

A avaliação dos fluxos de GEE permite comparar o impacto ambiental de diferentes práticas de manejo do solo e de resíduos, possibilitando a recomendação de boas práticas e a adoção de políticas que visem mitigar as emissões tornando o biodiesel um combustível que substitua com vantagens ambientais, sociais e econômicas um combustível fóssil.

Dentre as práticas de manejo do solo, a adubação nitrogenada, por aumentar a disponibilidade de N aos processos de nitrificação e desnitrificação, geralmente aumenta o fluxo de N_2O para a atmosfera (MOSIER et al., 2004; MCSWINEY; ROBERTSON, 2005). Uma maior proporção de emissão de N_2O por unidade de fertilizante aplicado é decorrente de taxas de N excedentes à demanda de N pela planta (ZEBARTH et al., 2008). Considerando que o N_2O apresenta um potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o CO_2 (IPCC, 2007), é importante que sejam geradas informações no Brasil sobre a emissão de GEE em cultivos de pinhão manso em função do uso de diferentes quantidades de N.

Diante do exposto, objetivou-se quantificar as emissões de gases do efeito estufa (N_2O , CO_2 e CH_4) associadas à aplicação de diferentes doses de fertilizante mineral nitrogenado no processo produtivo do pinhão manso. Adicionalmente, os resultados gerados nesta pesquisa são base para a análise de ciclo de vida do cultivo agrícolas de pinhão manso como matéria prima para a produção de biodiesel.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Descrição das áreas de estudo

Foram avaliadas as emissões de GEE associadas ao uso de diferentes doses de fertilizante mineral nitrogenado em Dourados (22°14'S, 54°49'W), estado do Mato Grosso do Sul e em Piracicaba (22°41'S, 47°38'W), estado de São Paulo.

4.2.1.1 Dourados-MS

O município de Dourados está localizado na região sudoeste do estado do Mato Grosso do Sul, com altitude média de 408 metros acima do nível do mar. O clima da região é classificado como mesotérmico úmido (Cwa, Koppen), com verões quentes e invernos secos. A temperatura média é 22°C e a precipitação média é 1500 mm ano⁻¹.

Neste estudo foi avaliada uma área sob cultivo de pinhão manso por 3 anos, não irrigada e com densidade de plantas de 1.250 plantas ha⁻¹. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico (Tabela 4.1). A quantidade média de fertilizante nitrogenado aplicada é 60 g planta⁻¹ ano⁻¹ na área de projeção da copa.

A fim de avaliar a influência da adubação nitrogenada sobre a emissão de dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) foram testadas as doses 30, 60 e 120 g planta⁻¹ ano⁻¹ de N, além de um tratamento controle (sem aplicação de N), segundo um delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições. Considerando a densidade de plantas de 1.250 plantas ha⁻¹, o total de N aplicado por tratamento foi 0, 37, 75 e 150 kg ha⁻¹, em aplicação única na forma de ureia.

Tabela 4.1 – Características do Latossolo (Dourados) e Nitossolo (Piracicaba) na profundidade 0-20 cm

Local	Ds ⁽¹⁾ kg dm ⁻³	Argila ⁽²⁾ g kg ⁻¹	pH CaCl ₂	CTC mmolc dm ⁻³	V %	C ⁽³⁾ g kg ⁻¹
Dourados	1,1	656	4,3	131,5	26,3	11,1
Piracicaba	1,3	529	5,4	81,2	58,0	17,0

⁽¹⁾Densidade do solo determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997). ⁽²⁾Teor de argila determinado pelo método do densímetro de Bouyoucos (GROSSMAN; REINSCH, 2002). ⁽³⁾Teor de C determinado pelo método da combustão via seca (NELSON; SOMMERS, 1982)

4.2.1.2 Piracicaba-SP

O município de Piracicaba está localizado na região sudeste do estado do São Paulo, com altitude média de 560 metros acima do nível do mar. O clima da região é classificado como mesotérmico úmido (Cwa, Koppen), com verões quentes e invernos secos. A precipitação média é 1270 mm ano⁻¹ e a temperatura média é 21,5°C. O solo da área de estudo foi classificado como Nitossolo Vermelho Eutroférico (Tabela 4.1).

O estudo consistiu na avaliação da emissão de N₂O em solo cultivado com pinhão manso por 2 anos, em função do uso de diferentes doses de fertilizante nitrogenado (0, 10, 20 e 40 g planta⁻¹ de N), segundo um delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições. Considerando a densidade de 825 plantas ha⁻¹,

a quantidade total aplicada por tratamento foi 0, 8,25, 16,5 e 33 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia. Estas doses de nitrogênio representam um terço dos níveis recomendados, uma vez que as doses de nitrogênio são divididas em três aplicações. As amostragens de gás foram realizadas apenas após a primeira aplicação do fertilizante.

4.2.2 Avaliação das emissões de GEE

Em ambos os locais de estudo, as avaliações das emissões de GEE foram iniciadas um dia após a adubação nitrogenada, com câmaras estáticas (MATSON et al., 1990), compostas por duas partes: uma base cilíndrica de metal, com 28 cm de diâmetro e parcialmente inserida no solo (aproximadamente 3 cm de profundidade), e uma tampa de PVC, com uma pequena abertura controlada por uma válvula de plástico onde foram coletadas as amostras de gases. Na extremidade superior da base de metal, para facilitar o encaixe da tampa de PVC, havia uma calha de 3 cm de altura, onde uma pequena quantidade de água era colocada para assegurar a perfeita vedação da câmara. As bases das câmaras permaneceram no local durante todo o período de avaliação. Foram instaladas 20 bases em Dourados e 16 bases em Piracicaba.

O fertilizante foi aplicado em superfície dentro da câmara, simulando a aplicação em áreas de cultivo comerciais. Um dia após a fertilização, iniciaram-se as coletas de gás e sempre pela manhã (entre 8 e 10 horas), horário mais adequado para amostragem, pois representa o fluxo médio diário de GEE (DAVIDSON et al., 2002; ALVES et al., 2012). As coletas das amostras de GEE foram finalizadas após os picos de emissão e quando as emissões dos tratamentos com fertilizante não diferiram estatisticamente do tratamento controle, sendo o período amostrado de 25 e 35 dias após a aplicação do fertilizante para Dourados e Piracicaba, respectivamente.

Para a avaliação dos fluxos de GEE foram coletadas quatro amostras de gases com auxílio de seringas de 20 mL em cada câmara. Imediatamente após o fechamento da câmara, coletava-se a primeira amostra (tempo zero); dez minutos após o fechamento da câmara era coletada a segunda amostra (tempo 10); vinte minutos após o fechamento da câmara era coletada a terceira amostra (tempo 20); e trinta minutos após o fechamento da câmara era coletada a quarta amostra (tempo 30). Após a coleta, as amostras de GEE foram transferidas para frascos de vidro, lacrados com rolhas de borracha, previamente evacuados.

As amostras de GEE foram analisadas em um cromatógrafo Shimadzu GC-2014, com detector por ionização de chama (FID) operado a 230°C, utilizado para determinar a concentração dos gases CO₂ e CH₄ e com detector de captura de elétrons ⁶³Ni (ECD) que quantifica o N₂O na mesma amostra. Gases certificados (partes por milhão em volume) foram usados como padrão. Nas amostras coletas em Piracicaba, foram quantificadas somente as concentrações de N₂O.

No sentido de permitir a adequada interpretação dos resultados, foram obtidos dados diários de temperatura e precipitação durante o período de coleta das amostras de GEE (Figura 4.1). As precipitações médias foram 174 e 159 mm e as temperaturas médias do ar foram 25,7 e 21,7°C em Dourados e em Piracicaba, respectivamente.

Figura 4.1 - Valores de precipitação e temperatura diários do período de avaliação (em Dourados no mês de fevereiro de 2013 e em Piracicaba no mês outubro de 2013) dos experimentos conduzidos em cultivo de pinhão manso, Dourados (a) e Piracicaba (b)

4.2.3 Forma de análise dos resultados

As variações nas concentrações de CO₂, N₂O e CH₄ nas amostras em função do tempo após o fechamento da câmara (0, 10, 20 e 30 minutos), associada às informações do volume e da área da câmara, da temperatura do solo e da pressão atmosférica foram utilizadas para o cálculo do fluxo de CO₂, N₂O e CH₄ em µg m⁻² h⁻¹. Os fluxos de cada gás (CO₂, N₂O e CH₄) foram calculados pela eq. (1).

$$F = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{M}{V_m} \quad (1)$$

Em que, F é o fluxo de cada gás em $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ C- CO_2 , $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N- N_2O , ou $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ C- CH_4 ; $\Delta C/\Delta t$ é a mudança de concentração do gás na câmara no intervalo de incubação (Δt), em $\mu\text{mol mol}^{-1} \text{h}^{-1}$ (N_2O ou CH_4) ou $\text{mmol}^{-1} \text{mol}^{-1} \text{h}^{-1}$ (CO_2); V e A são, respectivamente, o volume da câmara, em L, e a área de solo coberta pela câmara, em m^2 ; M é o peso molecular dos átomos dos elementos N e C, respectivamente, nas moléculas de N_2O e CH_4 ou CO_2 ($2 \times \text{N} = 28 \text{ g mol}^{-1}$ ou $1 \times \text{C} = 12 \text{ g mol}^{-1}$); V_m é o volume molar na temperatura de amostragem ($22,4 \mu\text{L } \mu\text{mol}^{-1}$, nas CNTP).

Após o cálculo dos fluxos, foram estimadas as emissões acumuladas para o intervalo de tempo estudado. Inicialmente, multiplicou-se os fluxos obtidos por 24, para obter o fluxo total diário. Em seguida, obteve-se a emissão total no período por meio da integração trapezoidal do fluxo diário em função do tempo, pois na prática pressupõe que os fluxos são alterados de forma linear entre as datas de medição.

As emissões de CH_4 e N_2O foram expressas na unidade “equivalente em Carbono”, pela qual se leva em consideração o potencial de aquecimento global (PAG) dos gases envolvidos. O metano possui um PAG de 25, enquanto que o do óxido nitroso é 298, ambos comparados com o PAG do gás carbônico (base = 1) (IPCC, 2007).

Com as informações das emissões acumuladas de N_2O foi possível calcular os fatores de emissão (FE) para cada dose de N aplicada, de acordo com metodologia proposta pelo IPCC (2007). A fração do N fertilizante emitida como N_2O foi calculada utilizando a eq. (2).

$$FE_x = \frac{(E_x - E_0)}{N} \times 100 \quad (2)$$

Em que, FE_x é o fator de emissão de N- N_2O para cada dose de N aplicada (%); E_x é a emissão de N- N_2O total para cada dose (kg ha^{-1}); E_0 é a emissão de N- N_2O total para o tratamento controle (kg ha^{-1}); N é a quantidade de nitrogênio aplicada via fertilizante (kg ha^{-1}).

Os fluxos e as emissões acumuladas de GEE, e os fatores de emissão para cada dose de N foram submetidos à análise de variância, seguida pela comparação de médias pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$). As emissões acumuladas de N_2O ao longo do período de avaliação foram relacionadas às doses de N avaliadas através de análise de regressão. Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o programa estatístico SAS 9.3.

4.3 Resultados

4.3.1 Dourados-MS

A evolução dos fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$, C-CO_2 e C-CH_4 para as diferentes doses de N avaliadas no cultivo de pinhão manso, em Dourados, estão apresentados na figura 4.2. Nos primeiros dias de avaliação, pode-se observar que o efeito da aplicação de N sobre as emissões de N_2O foi pouco pronunciado (Figura 4.2a). No dia 4 após a aplicação do fertilizante já se observa uma diferença significativa entre os tratamentos com fertilizante e o controle.

Entre os dias 10 e 18 após a aplicação do fertilizante nitrogenado, ocorreu um incremento nos fluxos de N_2O para todas as doses de N-fertilizante, sendo observado o maior fluxo com a aplicação de 150 kg ha^{-1} de N ($290 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$) aos 14 dias após a aplicação do fertilizante. Após esse período, as emissões de N_2O estabilizaram-se em níveis inferiores a $64 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$. Não foram observadas diferenças significativas para os fluxos de C-CO_2 e C-CH_4 , comparando-se o tratamento controle com os demais. Os fluxos médios de C-CO_2 foram 85, 95 e $107 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para as doses 37, 75 e 150 kg ha^{-1} de N, respectivamente, e de $73 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o tratamento controle (Figura 4.2b). Os fluxos médios de C-CH_4 foram 52, 56, 60 e $59 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para as doses 0, 37, 75 e 150 kg ha^{-1} de N, respectivamente (Figura 4.2c).

A quantidade total de N do fertilizante emitida como N_2O foi obtida descontando-se a emissão acumulada do tratamento controle ($0,302 \text{ kg ha}^{-1}$) das obtidas com a aplicação dos tratamentos fertilizados. A fertilização nitrogenada influenciou significativamente as emissões acumuladas de N_2O ($p < 0,05$). As emissões foram de 0,079, 0,281 e $0,692 \text{ kg ha}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$ para as doses 37, 75 e 150 kg ha^{-1} de N, respectivamente (Tabela 4.2). Assim, os fatores de emissão de $\text{N-N}_2\text{O}$ para as doses 37, 75 e 150 kg ha^{-1} de N foram 0,21, 0,37 e 0,46%, respectivamente (Tabela 4.2).

Figura 4.2 – Fluxos de N-N₂O (a), C-CO₂ (b) e C-CH₄ (c) para diferentes doses de N em solo sob pinhão manso em Dourados. Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$)

Tabela 4.2 – Emissões acumuladas de N-N₂O, C-CO₂ e C-CH₄, somatório das emissões de GEE em C-CO₂-eq e fatores de emissão de N₂O (FE) associados a diferentes doses de N no cultivo de pinhão manso em Dourados-MS

Dose de N (kg ha ⁻¹)	Emissão acumulada			C-CO ₂ eq (kg ha ⁻¹)	FE (%)
	N-N ₂ O (kg ha ⁻¹)	C-CO ₂ (kg ha ⁻¹)	C-CH ₄ (kg ha ⁻¹)		
37	0,079±0,040 c	58,4±27,2 b	0,012±0,095 a	10,1±5,3 c	0,21±0,10 b
75	0,281±0,053 b	123,8±39,4 ab	0,028±0,013 a	36,2±6,9 b	0,37±0,07 ab
150	0,692±0,173 a	154,3±32,3 a	0,015±0,011 a	88,5±22,2 a	0,46±0,11 a

Letras minúsculas comparam médias na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$). Valores representam: média (n=5) $\pm$ desvio padrão

As emissões acumuladas de CO₂ correlacionaram-se com as doses de N avaliadas. A emissão acumulada de CO₂ para o tratamento controle foi 446,5 kg ha⁻¹. Descontando-se esta emissão acumulada, das obtidas com a aplicação dos tratamentos fertilizados, observou-se que as maiores emissões foram 123,8 e 154,3 kg ha⁻¹ de C-CO₂ para as doses 75 e 150 kg ha⁻¹ de N, respectivamente (Tabela 4.2).

A fertilização nitrogenada não influenciou significativamente as emissões acumuladas de CH₄ durante o período de avaliação (Tabela 4.2). A emissão acumulada de CH₄ para o tratamento controle foi de 0,374 kg ha⁻¹. Descontando-se esta emissão acumulada, das obtidas com a aplicação dos tratamentos fertilizados, observou-se que a quantidade média de CH₄ emitida pelos tratamentos com fertilizante foi 0,018 kg ha⁻¹.

As emissões acumuladas de CH₄ e N₂O foram expressas em CO₂ equivalente (CO₂-eq). A emissão total dos GEE, em termos de CO₂-eq, aumentou significativamente com o aumento da dose de N. As emissões acumuladas de CO₂ dominaram as emissões de GEE e a contribuição relativa variou de 63,5 a 85,2% para as doses 150 e 37 kg ha⁻¹ de N, respectivamente. As emissões de N₂O contribuíram substancialmente para o total GEE emitidos com as doses de N e as contribuições relativas foram 14,6, 22,4 e 36,4% para as doses de 37, 75 e 150 kg ha⁻¹ de N, respectivamente. No entanto, as contribuições relativas das emissões de CH₄ para o total de GEE emitidos foram baixas (<0,2%).

As emissões acumuladas de N₂O ao longo do período de avaliação foram relacionadas às doses de N avaliadas com uso de análise de regressão. As emissões foram ajustadas a um modelo quadrático ($y = 0,00002x^2 + 0,0023x$), com R² de 0,996 (Figura 4.3).

Figura 4.3 – Emissão de N-N₂O em função da aplicação de diferentes doses de N no cultivo de pinhão manso em Dourados-MS

4.3.2 Piracicaba-SP

Nesta etapa do trabalho foram quantificadas somente as emissões de N₂O em função de diferentes doses de fertilizantes nitrogenados (0, 8,25, 16,5 e 33 kg ha⁻¹ de N). Tal decisão foi baseada na experiência obtida com os resultados do experimento realizado em Dourados, uma vez que não há outros resultados disponíveis na literatura. A ênfase na avaliação das emissões de N₂O neste estudo deve-se a sua importante contribuição direta, tanto nos valores de emissão acumulada, quanto em seu elevado PAG em comparação com os demais GEE aqui avaliados. Apesar de significativas e crescentes com o aumento da quantidade de fertilizante (Tabela 4.1), as emissões de CO₂ não foram quantificadas em Piracicaba por serem reabsorvidas na fotossíntese. Em Dourados, as emissões de CH₄ não foram influenciadas pelo aumento das doses de N e por isso não foram quantificadas em Piracicaba-SP.

Em Piracicaba, observaram-se dois períodos de altas emissões de N₂O, compatíveis com os eventos de precipitação do período experimental (Figuras 4.1 e 4.4). O primeiro pico de emissão de N₂O ocorreu seis dias após a aplicação do fertilizante e as emissões médias foram 11, 13 e 29 µg m⁻² h⁻¹ de N-N₂O para as doses de nitrogênio 8,25, 16,5 e 33 kg ha⁻¹, respectivamente. O segundo pico de emissão de N₂O ocorreu no dia 29, correspondendo a 31, 40 e 49 µg m⁻² h⁻¹ de N-N₂O para as doses de nitrogênio 8,25, 16,5 e 33 kg ha⁻¹, respectivamente. Entre os dias 10 e 21 após a aplicação do fertilizante, as emissões em todos os tratamentos com nitrogênio

foram baixas e semelhantes ao tratamento controle (em torno de $3,1 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$), compatível com os dias mais secos do período experimental (Figura 4.4).

Figura 4.4 – Fluxos de $\text{N-N}_2\text{O}$ para diferentes doses de N em solo sob pinhão manso em Piracicaba-SP. Barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$)

A adubação nitrogenada influenciou significativamente as emissões acumuladas de N_2O ($\alpha < 0,05$). As emissões acumuladas de N_2O foram 0,033, 0,062 e $0,118 \text{ kg ha}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$ para as doses 8,25, 16,5 e 33 kg ha^{-1} de N, respectivamente (Tabela 4.3). As emissões de N_2O , expressas em $\text{CO}_2\text{-eq}$, aumentaram com as doses de N e variaram de 4,2 a $15,0 \text{ kg ha}^{-1}$. A proporção de N do fertilizante emitida como N_2O para a atmosfera foi semelhante em todos os tratamentos com ureia, aproximadamente 0,37% do N total aplicado (Tabela 4.3). As emissões acumuladas de N_2O exibiram uma resposta linear ($y = 0,0035x + 0,0021$), com coeficiente de determinação de 0,999 (Figura 4.5), com o aumento da dose N aplicada. Portanto, para cada 10 kg ha^{-1} de N aplicadas são emitidos, em média, $0,037 \text{ kg ha}^{-1}$ de $\text{N-N}_2\text{O}$.

Tabela 4.3 – Emissões acumuladas de $\text{N-N}_2\text{O}$ e fatores de emissão de N_2O associados a diferentes doses de N no cultivo de pinhão manso em Piracicaba-SP

Dose de N (kg ha^{-1})	Emissão acumulada de $\text{N-N}_2\text{O}$ (kg ha^{-1})	C- $\text{CO}_2\text{-eq}$ (kg ha^{-1})	Fator de emissão (%)
8,25	$0,033 \pm 0,011$ c	$4,2 \pm 1,4$ c	$0,40 \pm 0,13$ a
16,5	$0,062 \pm 0,010$ b	$7,9 \pm 1,3$ b	$0,37 \pm 0,06$ a
33	$0,118 \pm 0,028$ a	$15,0 \pm 3,6$ a	$0,36 \pm 0,08$ a

Letras minúsculas comparam médias na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha < 0,05$). Valores representam: média ($n=4$) $\pm$ desvio padrão

Figura 4.5 – Emissão de N-N₂O em função da aplicação de diferentes doses de N no cultivo de pinhão manso em Piracicaba-SP

4.4 Discussão

4.4.1 Efeito da fertilização nitrogenada sobre a emissão de GEE

O uso de biodiesel tornou-se uma importante alternativa para a redução das emissões de CO₂-eq associadas à produção de energia no mundo e ficou claro que é necessária uma melhor compreensão sobre as emissões de GEE relacionadas às culturas bioenergéticas, especialmente aquele com elevado potencial de aquecimento global (PAG), como o N₂O.

Por meio de medições *in situ* das emissões de GEE em duas localidades determinou-se que na cultura do pinhão manso as emissões de N₂O aumentaram significativamente com a aplicação de doses crescentes de fertilizante nitrogenado e a maior parte dos aumentos ocorreu logo após a aplicação do fertilizante, atingindo um pico máximo de emissão após cerca de 14 dias, em Dourados, e 30 dias, em Piracicaba. Padrões semelhantes foram observados em solos sob pinhão manso no México (RUÍZ-VALDIVIEZO et al., 2010), em canaviais no Brasil (SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013; CARMO et al., 2013) e em campos de milho cultivados para a produção de biocombustíveis no Canadá (GAGNON et al., 2011).

Geralmente, os maiores fluxos de N₂O ocorrem nos primeiros 15 dias após a aplicação dos fertilizantes nitrogenados ao solo, esse efeito é atribuído ao aumento da disponibilidade de N para processos de nitrificação e desnitrificação e condições ambientais favoráveis para a emissão de N₂O como o elevado conteúdo de água no

solo, temperatura, e disponibilidade de formas lábeis de carbono no solo (WEITZ et al., 2001; JUMADI et al., 2008; SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013; ZHANG et al., 2014). Alves et al. (2012) realizaram um levantamento dos principais estudos no país relacionados a aplicação de fertilizantes e emissão de N_2O , relatando que o efeito da fertilização se restringe praticamente ao primeiro mês após a aplicação ao solo.

Neste estudo, altos fluxos de N_2O foram geralmente associados a eventos de chuva, especialmente em Dourados. Em experimentos realizados no Centro-Oeste e Sudeste do Brasil, foram observadas relações entre os fluxos de N_2O e eventos de precipitação (CRUVINEL et al., 2011; SOARES et al., 2014), confirmando os resultados obtidos no presente estudo. Apesar disso, variáveis relacionadas ao solo, como o conteúdo de N mineral, podem estar mais relacionadas às emissões de N_2O que variáveis ambientais como a precipitação (GOMES et al., 2009). Em ambos os locais de estudo, os maiores fluxos de N_2O foram observados para as maiores doses de N, em média foram emitidos $113 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N_2O com aplicação de 150 kg ha^{-1} de N em Dourados e $16 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N_2O com aplicação de 33 kg ha^{-1} de N em Piracicaba. Adicionalmente, as emissões de N_2O podem ser favorecidas em solos ácidos, característica dos solos das áreas de estudo desta pesquisa. De acordo com Sánchez-Martín et al. (2008), solos ácidos limitam a conclusão da reação de desnitrificação para a produção de N_2 , resultando na acumulação de N_2O .

Apesar dos aumentos das emissões associadas à fertilização nitrogenada, as emissões acumuladas observadas para N- N_2O neste estudo ($\leq 0,692 \text{ kg ha}^{-1}$) ainda são consideravelmente mais baixas do que as relatadas por Reinhardt et al. (2007), estimadas em $0,8 \text{ kg ha}^{-1}$ em cultivos de pinhão manso na Índia com aplicação de 48 kg ha^{-1} de N. Não há no Brasil, de acordo com nosso conhecimento, resultados disponíveis na literatura sobre emissões de GEE em áreas cultivadas com pinhão manso. Desta maneira, as comparações das magnitudes das emissões de N_2O serão efetuadas em relação a outras culturas. Em áreas de palma (dendê), outra oleaginosa apontada como viável para a produção de biodiesel no Brasil, Frazão (2012) relatou valores de emissão acumulada de N- N_2O entre $0,045$ a $0,772 \text{ kg ha}^{-1}$ com a aplicação de doses crescentes de fertilizante nitrogenado ($\leq 69 \text{ kg ha}^{-1}$). Soares et al. (2014) verificaram $0,840 \text{ kg ha}^{-1}$ de emissão acumulada de N- N_2O em áreas de cana-de-açúcar para a dose de N recomendada (120 kg ha^{-1}). Drewer et al. (2012) compararam emissões de GEE em áreas de culturas perenes usadas na produção de

biocombustível com culturas de cultivo anual e observaram emissões de N_2O em cultivos anuais cinco vezes superiores às áreas de culturas perenes.

O tipo de regressão que melhor expressou a relação entre a emissão acumulada de N_2O e as doses de N aplicadas ao solo de 0 a 33 kg ha^{-1} foi linear. Da mesma forma, Halvorson et al. (2008) encontraram um aumento linear das emissões de N_2O em resposta a três doses de N aplicadas no milho sob irrigação, no Colorado, Estados Unidos da América. Zhang e Han (2008), avaliando doses de até 100 kg ha^{-1} na forma de ureia, mostraram que as emissões de N_2O aumentaram linearmente com o aumento da dose de N adicionada ao solo. Supõe-se frequentemente que há uma relação linear entre a entrada de N no solo e a emissão de N_2O em ecossistemas agrícolas, uma vez que as emissões de N_2O por nitrificação ou desnitrificação são dependentes do conteúdo de N no solo, com o aumento da entrada de N no solo as emissões de N_2O aumentariam linearmente (KIM; HERNANDEZ-RAMIREZ; GILTRAO, 2013).

No entanto, testando-se as doses de 0 a 150 kg ha^{-1} as emissões de N_2O foram ajustadas a um modelo quadrático. Um número crescente de estudos mostra uma relação não linear entre a entrada de N e as emissões de N_2O . Hoben et al. (2010) relatam que a resposta das emissões de N_2O às seis doses de N (0 a 225 kg ha^{-1} de N) aplicadas no milho variaram em função do local e do ano em que o estudo foi realizado, mas que a análise conjunta dos resultados indicou que a resposta das emissões a aplicação de N foi melhor descrita com equações não lineares. Respostas não linear das emissões de N_2O às doses de N normalmente são observadas em estudos que avaliam um maior número de doses de N (>3) e que avaliem doses de N acima da demanda pela cultura (MCSWINEY; ROBERTSON, 2005; HOBEN et al., 2010; SHCHERBAK; MILLAR; ROBERTSON, 2014).

A aplicação de N no pinhão manso provocou um aumento na emissão de CO_2 . A aplicação de fontes de N ao solo representa a entrada de energia no sistema, que será usada pelos microrganismos para a decomposição da matéria orgânica do solo, aumentando as emissões de CO_2 . A influência da adubação nitrogenada nas emissões de CO_2 já foi observada em outros trabalhos (CRUVINEL et al., 2011; STORLIEN et al., 2014). Apesar de significativas e crescentes com o aumento da quantidade de fertilizante, as emissões de CO_2 não serão o foco das discussões sobre emissão de GEE na cultura do pinhão manso, por serem reassimiladas na

fotossíntese. Assim, emissões mais elevadas de CO₂ não resultariam em um aumento líquido das emissões de GEE.

A fertilização nitrogenada não influenciou as emissões acumuladas de CH₄, durante o período de avaliação. A contribuição de CH₄ para as emissões de GEE em sistemas agrícolas é geralmente baixa e às vezes negativa (BERGLUND; BERGLUND, 2011). Resultados de pesquisas apontam que a aplicação de N no solo tem inibido (WANG; INESON, 2003), estimulado (WEIER, 1999) ou não tem efeito (WANG; ZHENG, 2012) sobre a emissão de CH₄. Portanto, ainda não é claro o efeito do N sobre a emissão de CH₄ em solos sob cultivos de pinhão manso.

A emissão total dos GEE, em termos de CO₂-eq, aumentou significativamente com o aumento da dose de N. As emissões acumuladas de CO₂ (63,5 a 85,2%) e N₂O (14,6 a 36,4%) dominaram as emissões de GEE. No entanto, as emissões de CH₄ foram muito baixas contribuindo com menos de 0,2% para o total de GEE emitidos. Reinhardt et al. (2007) realizando uma análise do ciclo de vida da produção de biodiesel de pinhão manso na Índia estimaram que foram emitidos 1,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de CO₂-eq, sendo que a emissão de N₂O relativa ao cultivo foi de 0,17 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (10,6%).

4.4.2 Fator de emissão de N₂O

As estimativas apresentadas no relatório IPCC assumem um fator de emissão de 1% sobre adubação nitrogenada em relação à emissão de N₂O (IPCC, 2006). Esse valor foi proposto inicialmente para permitir que países que não tivessem valores específicos sobre as emissões de N₂O pudessem (com um valor genérico) estimar suas emissões para serem relatadas nos inventários nacionais de GEE. Posteriormente, os fatores de emissão propostos pelo IPCC foram utilizados para facilitar as estimativas de emissões em estudos de análise de ciclo de vida de culturas agrícolas e seu objetivo era facilitar os cálculos devido à grande quantidade de fatores que influenciam as emissões (BRENTROP et al., 2000). Contudo, esse valor pode ser bastante variável e é contestado em vários trabalhos de caráter mais específico (ou seja, em escalas que não as globais ou nacionais), pois não leva em consideração a taxa e fonte de aplicação de N, tipo de cultura, práticas de manejo, tipo de solo e o clima da área, fatores importantes que interferem na produção de N₂O (BARTON et al., 2008; HALVORSON; DEL GROSSO; REULE, 2008; CRUVINEL et al., 2011; VENTEREA; MAHARJAN; DOLAN, 2011).

Comparando o valor padrão de 1% aos obtidos no presente estudo (0,21 - 0,46%) pode-se dizer que o mesmo está superestimado para doses avaliadas ($N \leq 150 \text{ kg ha}^{-1}$). Esses resultados também são inferiores aos valores observados em outros estudos de campo com diferentes culturas utilizadas para a produção de biodiesel.

Carmo et al. (2013) encontraram um fator de emissão de 0,7% do N aplicado na forma de ureia em canaviais no Brasil, mas o fator de emissão de fertilizantes aumentou para 3% quando vinhaça e torta de filtro estavam presentes. Mosier et al. (2004) apresentam informações sobre fatores de emissão de 35 estudos realizados em sistemas agrícolas de clima temperado, nos quais a porcentagem de N adicionado ao solo que foi perdida como N_2O variou de 0,1 a 7,3%. Frazão (2012) encontrou fatores de emissão em áreas de palma entre 0,21 e 7,95% do N aplicado como fertilizante, sendo as variações decorrentes de fatores como etapa de produção (viveiro, cultivos jovens e adultos), tipo de substrato utilizado e forma química do fertilizante.

Fatores de emissão de N_2O sobre adubação nitrogenada foram determinados em outras culturas utilizadas para a produção de biocombustíveis, obtiveram fatores de emissão de 0,38% em cultivo de trigo na Alemanha (LEBENDER et al., 2014), 2,7 a 3,8% em campos de milho no Canadá (GAGNON et al., 2011) e 1,39% em cultivo de sorgo no Texas (STORLIEN et al., 2014)

Assim como no presente estudo, outros estudos no Brasil têm relatado fatores de emissão de N_2O mais baixos do que o valor padrão do IPCC. Isto é atribuído, dentre outros fatores, à elevada capacidade de drenagem dos Latossolos, o que impede a acumulação de água no perfil do solo por longos períodos de tempo (JANTALIA et al., 2008; MORAES et al., 2013).

Dadas as diferenças existentes entre condições de clima, tipos de insumos e condições de manejo, ainda existe um grande grau de incerteza em relação aos fatores de emissão de N_2O propostos (LESSCHEN et al., 2011; PHILIBERT; LOYCE; MAKOWSKI, 2012) e isso faz com que as emissões de N_2O necessitem de quantificações em nível local. Na literatura não foram encontradas informações sobre esse tipo de análise na cultura do pinhão manso.

No Brasil, as pesquisas indicam que apesar do pinhão manso a princípio ser uma cultura pouco exigente em nutrientes, a mesma possui uma alta resposta à adubação nitrogenada (LEITE, 2011), sendo em média aplicados 75 kg ha^{-1} por ano.

Há um interesse crescente da comunidade internacional em dados de emissões de N_2O em culturas usadas para produção de biocombustíveis, pois a emissão de N_2O do solo é um componente importante da emissão de GEE líquida para produção de biocombustíveis. Os resultados desta pesquisa indicam um fator de emissão médio de 0,37% para aplicação total ou parcelada da dose 75 kg ha^{-1} de N na forma de ureia para a cultura do pinhão manso.

Ma et al. (2010) mostraram que a adubação nitrogenada acima de 90 kg ha^{-1} aumenta consideravelmente as emissões de N_2O sem aumentar a produção de milho na mesma proporção. Esse trabalho demonstrou que elevadas doses de N aplicados na cultura do pinhão manso aumentam a quantidade de N_2O emitida. Portanto, seria interessante avaliar o efeito da adubação nitrogenada sobre as emissões de N_2O e a produtividade do pinhão manso, a fim de obter a dose de N adequada simultaneamente ao desenvolvimento da cultura e à mitigação das emissões de N_2O nas condições de produção brasileiras.

4.5 Conclusões

As emissões acumuladas de CO_2 aumentaram com a aplicação de fertilizante nitrogenado, mas por serem reassimiladas na fotossíntese, essas emissões mais elevadas de CO_2 não resultaria em um aumento líquido das emissões de GEE.

A fertilização nitrogenada não influenciou significativamente os fluxos e as emissões acumuladas de CH_4 durante o período de avaliação, contribuindo com menos de 0,2% da emissão total de GEE.

Os fatores de emissão de N_2O variaram de 0,21 a 0,46%. Neste caso, os fatores de emissão de N_2O para doses de N menores que 150 kg ha^{-1} foram inferiores ao proposto pelo IPCC (1%). Isso indica que fertilizantes nitrogenados não são importantes fontes de emissões de N_2O em sistema de cultivo de pinhão manso.

Referências

ACQUAYE, A.A.; SHERWEN, T.; GENOVESE, A.; KUYLENSTIERNA, J.; LENNY, K.S.; MCQUEEN-MASON, S. Biofuels and their potential to aid the UK towards achieving emissions reduction policy targets. **Renewable Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 16, p. 5414–5422, 2012.

ADLER, P.R.; DEL GROSSO, S.J.; PARTON, W.J. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. **Ecological Applications**, Tempe, v.17, n. 3, p. 675–691, 2007.

ALVES, B.J.R.; SMITH, K.A.; FLORES, R.A.; CARDOSO, A.F.; OLIVEIRA, W.R.D.; JANTALIA, C.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 46, p. 129–135, 2012.

BARTON, L.; KIESE, R.; GATTER, D.; BUTTERBACH-BAHL, K.; BUCK, R.; HINZ, C.; MURPHY, D.V. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. **Global Change Biology**, Oxford, v.14, p. 177–192, 2008.

BERGLUND, O.; BERGLUND, K. Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, p. 923–931, 2011.

BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Berlin, v. 5, n. 6, p. 349–357, 2000.

CARMO, J.B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L.C.; SOUSA NETO, E.R.; PITOMBO, L.M.; DUARTE-NETO, P.J.; VARGAS, V.P.; ANDRADE, C.A; GAVA, G.J.C.; ROSSETTO, R.; CANTARELLA, H.; ELIA NETO, A.; MARTINELLI, L.A. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 5, p. 267–280, 2013.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEKI, G.; BERNOUX, M. EASTERLING, W.E.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83–99, 2007.

CRUVINEL, E.B.F.; MERCEDES, M. DA C; BUSTAMANTE, M.M.C.; KOZOVITS, A.R.; ZEPP, R.G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 144, p. 29–40, 2011.

DAVIDSON, E.A.; SAVAGE, K.; VERCHOT, L.V.; NAVARRO, R. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 113, p. 21–37, 2002.

DREWER, J.; FINCH, J.W.; LLOYD, C.R.; BAGGS, E.M.; SKIBA, U. How do soil emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from perennial bioenergy crops differ from arable annual crops? **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 4, p. 408–419, 2012.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

FRAZÃO, L.A. **Greenhouse gas emissions and soil carbon dynamics in the Brazilian oil palm production**. 2012. 93 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

GAGNON, B.; ZIADI, N.; ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M.H.; ANGERS, D.A. Fertilizer source influenced nitrous oxide emissions from a clay soil under corn. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 75, p.595–604, 2011.

GASPARATOS, A.; STROMBERG, P.; TAKEUCHI, K. Sustainability impacts of first-generation biofuels. **Animal Frontiers**, Champaign, v. 3, n. 2, p. 12-26, 2013.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F.S.; PICCOLO, M.C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based under subtropical climate. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, n. 1, p. 36-44, 2009.

GROSSMAN, R.B.; REINSCH, T.G. Bulk density and linear extensibility. In: DANE, J.H.; TOPP, G.C. (Ed.). **Methods of soil analysis**. IV: Physical methods. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 201-225.

HALVORSON, A.D.; DEL GROSSO, S.J.; REULE, C.A. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 1337–1344, 2008.

HOBEN, J.P.; GEHL, R.J.; MILLAR, N.; GRACE, P.R.; ROBERTSON, G.P. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 1140-1152, 2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC. **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, 2007. 104p.

_____. IPCC. Climate change 2013: the physical science basis. In STOCKER, T.F.; D. QIN, G.-K. PLATTNER; M. TIGNOR; S.K. ALLEN; J. BOSCHUNG; A. NAUELS; Y. XIA; V. ;MIDGLEY, P.M. (Ed.), **Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013. 1535p.

_____. IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**: Agriculture, Forestry and Other Land Use. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Hayama, v. 4, 2006.

JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M; ALVES, B.J.R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the south of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 161–173, 2008.

JUMADI, O.; HALA, Y.; MUIS, A.; ALI, A.; PALENNARI, M.; YAGI, K.; INUBUSHI, K. Influences of chemical fertilizers and a nitrification inhibitor on greenhouse gas fluxes in a corn (*Zea mays L.*) field in Indonesia. **Microbes Environments**, Ibaraki, v. 23, p. 29–34. 2008.

KIM, D.G.; HERNANDEZ-RAMIREZ, G.; GILTRAP, D. Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 168, p. 53-65, 2013.

LEBENDER, U.; SENBAYRAM, M.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Effect of mineral nitrogen fertilizer forms on N₂O emissions from arable soils in winter wheat production. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 177, p. 722–732, 2014.

LEITE, C.V. **Irrigação e adubação nitrogenada do pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) na região leste de Minas Gerais**. 2011. 52p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

LESSCHEN, J.P.; VELTHOF, G.L.; VRIES, W.; KROS, J. Differentiation of nitrous oxide emission factor for agricultural soils. **Environmental Pollution**, Barking, v. 159, p. 3215-3222, 2011.

MA, B.L.; WU, T.Y.; TREMBLAY, N.; DEEN, W.; MORRISON, M.J.; MCLAUGHLIN, N.B.; GREGORICH, E.G.; STEWART, G. Nitrous oxide fluxes from corn fields: on-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 1, p.156–170, 2010.

MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M.; LIVINGSTON, G.P.; SWANBERG, N.A. Sources of variation in nitrous oxide from Amazonian. Ecosystems. **Journal of Geophysical Research: Atmosphere**, Washington, v. 95, p. 16789–16798, 1990.

MCSWINEY, C.P.; ROBERTSON, G.P. Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, p. 1712-1719, 2005.

MORAIS, R.F.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C.P.; ALVES, B.J.R. Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 64, p. 80–88, 2013.

MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L.; KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, p. 11-49, 2004.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H.; KEENEY, DR. (Ed) **Methods of soil analysis**. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 539-579.

PHILIBERT, A.; LOYCE, C.; MAKOWSKI, D. Quantifying uncertainties in N₂O emission due to N fertilizer application in cultivated areas. **Plos One**, San Francisco, v. 7, n. 11, p. 1-9, 2012.

REINHARDT, G.; GARTNER, S.; RETTENMAIER, N.; MUNCH, J.; VON FALKENSTEIN, E. **Screening life cycle assessment of Jatropha biodiesel**. Report commissioned by Daimler A.G. Institute for Energy and Environmental Research, Heidelberg, 2007. 56p.

ROMIJN, H.A. Land clearing and greenhouse gas emissions from *Jatropha* biofuels on African Miombo Woodlands. **Energy Policy**, Surrey, v. 39, n. 10, p. 5751-5762, 2011.

RUÍZ-VALDIVIEZO, V.M.; LUNA-GUIDO, M.; GALZY, A.; GUTIÉRREZ-MICELIC, F.A.; DENDOOVEN, L. Greenhouse gas emissions and C and N mineralization in soils of Chiapas (México) amended with leaves of *Jatropha curcas* L. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 46, p. 17-25, 2010.

SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; VALLEJO, A.; DICK, J.; SKIBA, U.M. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 40, p. 142–151, 2008.

SHCHERBAK, I.; MILLAR, N.; ROBERTSON, G.P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 111, n. 25, p. 9199–9204, 2014.

SIGNOR, D.; CERRI, C.E.P.; CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, p. 1-9, 2013.

SILVA, E.N.; SILVEIRA, J.A.G.; FERNANDES, C.R.R.; DUTRA, A.T.B.; ARAGÃO, R.M. Acúmulo de íons e crescimento de pinhão manso sob diferentes níveis de salinidade. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 40, n. 2, p. 240-246, 2009.

SOARES, J.R.; CANTARELLA, H.; VARGAS, V.P.; CARMO, J.B.; MARTINS, A.A.; SOUSA, R.M.; ANDRADE, C.A. Enhanced-Efficiency Fertilizers in Nitrous Oxide Emissions from Urea Applied to Sugarcane. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 43, n. 5, p. 1-8, 2014.

SOUSA, A.E.C.; GHEYI, H.R.; CORREIA, K.G.; SOARES, F.A.L.; NOBRE, R.G. Crescimento e consumo hídrico de pinhão manso sob estresse salino e doses de fósforo. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 310-318, 2011.

STORLIEN, J.O.; HONS, F.M.; WIGHT, J.P.; HEILMAN, J.L. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions impacted by bioenergy sorghum management. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 78, p. 1694–1706, 2014.

VENTEREA, R.T.; MAHARJAN, B.; DOLAN, M.S. Fertilizer source and tillage effects on yield-scaled nitrous oxide emissions in a corn cropping system. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 40, p. 1521–1531, 2011.

WANG, C.L.K.; ZHENG, X. Responses of N₂O and CH₄ fluxes to fertilizer nitrogen addition rates in an irrigated wheat-maize cropping system in northern China. **Biogeosciences**, Hoboken, v. 9, p. 839-850, 2012.

WANG, Z.P.; INESON, P. Methane oxidation in a temperate coniferous forest soil: effects of inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 35, p. 427-433, 2003.

WEIR, K.L. N₂O and CH₄ emission and CH₄ consumption in a sugarcane soil after variation in nitrogen and water application. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 31, n. 14, p. 1931- 1941, 1999.

WEITZ, A.M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P.M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: Effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 33, p. 1077–1093, 2001.

ZHANG, J.; HAN, X. N₂O emission from the semi-arid ecosystem under mineral fertilizer (urea and superphosphate) and increased precipitation in northern China. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 2, p. 291–302, 2008.

ZHANG X.; WU, L.; SUN, N.; DING, X.; LI, J.; WANG, B.; LI, D. Soil CO₂ and N₂O emissions in maize growing season under different fertilizer regimes in an upland red soil region of south China. **Journal of Integrative Agriculture**, Oxford, v. 13, n. 3, p. 604-614, 2014.

ZEBARTH, B. J.; ROCHETTE, P.; BURTON, D. L. N₂O emissions from spring barley production as influenced by fertilizer nitrogen rate. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, n. 2, p.197-205, 2008.

5 POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO DO PINHÃO MANSO NO BRASIL

Resumo

O cultivo de pinhão manso é indicado como uma opção multi-propósito já que além de ser utilizado como matéria-prima para produção de biodiesel, reduzindo as emissões de GEE quando este biocombustível é utilizado em substituição aos combustíveis fósseis, também pode estocar carbono no solo. Os objetivos deste trabalho foram calcular as taxas de sequestro de carbono no solo em cronossequências de cultivo de pinhão manso e estimar o potencial de mitigação das emissões de GEE com uso de biodiesel de pinhão manso no Brasil. Para isso, avaliou-se uma cronossequência composta por áreas cultivadas com pinhão manso com tempos crescentes de implantação (3, 5 e 7 anos), com milho em preparo convencional (uso imediatamente anterior ao pinhão manso) e uma área sob vegetação nativa (Mata Atlântica), utilizada como referência. O balanço anual entre o acúmulo de C no solo e a emissão dos gases do efeito estufa mostrou que o cultivo de pinhão manso por 7 anos produz saldo positivo, que significou um sequestro de $0,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em C equivalente. Considerando cenários de produção de pinhão manso no Brasil a redução estimada nas emissões em CO_2 equivalente totalizariam $132.600 \text{ Mg ano}^{-1}$ e o *offset* do óleo de pinhão manso, caso fosse utilizado em detrimento ao combustível fóssil, seria de $89,8 \text{ g de CO}_2\text{-eq por MJ de biodiesel}$. Estes resultados são originais e anteriormente não disponíveis na literatura internacional e indicam a magnitude do potencial de sequestro de carbono no solo pelo pinhão manso no Brasil.

Palavras-chave: Mudança do uso da terra; Estoque de carbono; Biodiesel, *Offset*, Redução de emissão de GEE

Abstract

Jatropha spp. cultivation is shown as a multi-purpose option whether is being used as feedstock for biofuel production, displacing the use of fossil fuels as energy source and consequently reducing greenhouse gas (GHG) emissions, or due to its potential to store carbon in the soil. The objectives of this study were to calculate the soil carbon sequestration rates in chronosequences of *Jatropha ssp* cultivation and to estimate the potential for mitigation of GHG emissions with the use *Jatropha* biodiesel in Brazil. Therefore, we evaluated a chronosequence consisting of areas cultivated with *Jatropha ssp* with increasing cultivation times (3, 5 and 7 years), an area with corn under conventional tillage (previous land use before *Jatropha* cultivation), as well as a reference area under native vegetation (Atlantic Forest). The annual balance between the soil C accumulation rate and the emissions of greenhouse gases indicated that the *Jatropha ssp* cultivation for 7 years produces positive balance, representing a sequestration of $0.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in C equivalent. Considering scenarios of *Jatropha* production in Brazil, the estimated reduction of CO_2 equivalents emissions would totalize $132,600 \text{ Mg yr}^{-1}$ and the *Jatropha ssp* oil offset, if shifted from fossil diesel, would be $89.8 \text{ g CO}_2\text{-eq MJ}^{-1}$ of biodiesel. Our findings are novel in the literature worldwide and give a first estimated about the magnitude of soil carbon sequestration potential in Brazil due to *Jatropha spp.*

Keywords: Land use change; Carbon stock; Biodiesel, *Offset*, GHG emission reduction

5.1 Introdução

Neste início de século tem-se um cenário no qual, devido ao aquecimento global, busca-se a progressiva diminuição do uso da energia fóssil e a consequente busca de novas fontes de energia, principalmente as fontes de energia limpa, onde o Brasil tem sido referência internacional (BRASIL, 2012). Dentre as iniciativas do governo brasileiro destacam-se o Programa Nacional do Álcool (Proálcool) e o novo Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB). Este último criado em 2005, objetiva a implantação de forma sustentável, tanto técnica como economicamente, da produção e uso do biodiesel, com enfoque na inclusão social e no desenvolvimento regional, via geração de emprego e renda (BRASIL, 2014). Em 2010, o Brasil produziu 25 bilhões de litros de etanol por meio de cana-de-açúcar como matéria-prima e 2,5 bilhões de litros de biodiesel, principalmente a partir de óleo de soja, totalizando 25% dos biocombustíveis produzidos no mundo (CONAB, 2014; ANP, 2015).

O principal problema relacionado ao cultivo de soja para produção de biodiesel é o baixo conteúdo de óleo no grão (18%), comparada com outras fontes. Ademais, o potencial de crescimento do biodiesel a partir da soja é limitado pela demanda de óleo de soja para alimentação humana (MILAZZO et al., 2013). Dentre as oleaginosas disponíveis para a produção de biodiesel, o pinhão manso é uma espécie promissora, por apresentar uma elevada produção de óleo por unidade de área, por sua adaptabilidade a áreas marginais e degradadas, inaptas para a produção de alimentos, assim, não compete com culturas para fins de alimentação (WANI et al., 2012). Além disso, é uma cultura perene, podendo ser utilizada na conservação do solo, pois o cobre com uma camada de material vegetal seco, reduzindo, a erosão e a perda de água por evaporação, evitando enxurradas e enriquecendo o solo com matéria orgânica decomposta, e mobilizadora de mão-de-obra com potencial para gerar renda e empregos (SRIVASTAVA; SHARMA; SINGH, 2014). Por outro lado, é uma espécie exótica e ainda não completamente domesticada (PANDEY et al., 2012).

Um princípio fundamental relacionado com a sustentabilidade dos biocombustíveis é o potencial de se evitar emissões de gases do efeito estufa (GEE) quando estes combustíveis são utilizados em substituição aos combustíveis fósseis (MILAZZO et al., 2013). A redução nas emissões de GEE em função da substituição de combustíveis fósseis pelo biodiesel (ou seja, "offset") varia de 30 a 60%. Todavia,

nessas estimativas não foram incluídas as emissões de GEE em decorrência da mudança de uso da terra (SOUZA et al., 2015).

Adicionalmente, estudos apontam que os sistemas de produção que preconizam a utilização de culturas voltadas à produção de energia renovável apresentam potencial para sequestrar carbono no solo, por aportarem importante quantidade de resíduos culturais ao solo (LA SCALA JUNIOR et al., 2012; SRIVASTAVA; SHARMA; SINGH, 2014; SOUZA et al., 2015). No entanto, dimensionar com relativa precisão este sequestro é uma ação complexa, devido à expressiva variação e consequentemente dependência do tipo de solo e das condições ambientais.

O “sequestro de carbono” em agroecossistemas engloba tanto o acúmulo de carbono no solo em comparação com um ecossistema de referência, quanto à redução de emissão de GEE das principais fontes de emissão (combustíveis, energia elétrica, pesticidas e fertilizantes) (BERNOUX et al., 2006; LAL, 2008). Dessa forma, torna-se importante as estimativas das taxas de “sequestro de carbono” no solo para avaliar o comportamento dos solos quanto à sua capacidade de funcionar como fonte ou dreno de C em cultivos de pinhão manso. Essa informação é atualmente de extrema valia no processo de exportação de biodiesel. Países europeus, por exemplo, exigem saber o valor do “sequestro de carbono” do biodiesel produzido no Brasil a ser importado pela Europa, para comprovar o quanto ele realmente reduz a emissão de GEE quando adicionado ao combustível fóssil (EUROPEAN COMMISSION, 2015).

Não há na literatura informações disponíveis sobre o sequestro de carbono associado ao pinhão manso. Dessa forma, é necessária a geração das primeiras informações sobre o potencial de sequestro de carbono no solo em cultivos de pinhão manso. Portanto, este trabalho teve como objetivos calcular as taxas de sequestro ou emissão de carbono no solo em cronosequências de cultivo de pinhão manso com tempos crescentes de implantação na região de Dourados, no Mato Grosso do Sul, e estimar o potencial de mitigação das emissões de GEE com uso de biodiesel de pinhão manso no Brasil.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi conduzido no campo experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, localizada a 22° 14' S e 54° 49' W e altitude média de 452 m, no município de Dourados-MS. O clima da região é classificado como Mesotérmico Úmido (Cwa) com verões quentes e invernos secos, conforme Koppen. A temperatura média é 22°C e a precipitação média anual varia de 1400 a 1700 mm (Figura 5.1). O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférrico típico (EMBRAPA, 2013).

Figura 5.1 – Valores médios de precipitação, temperatura mínima e máxima em Dourados-MS no período de 1980 a 2013

Nesse local, foi avaliada uma cronossequência composta por três áreas cultivadas com pinhão manso com tempos crescentes de cultivo (3, 5 e 7 anos) implantados em áreas anteriormente ocupadas por cultura anual, uma área cultivada com cultura anual (milho) com sistema de preparo convencional e uma área sob vegetação nativa (Mata Atlântica), utilizada como referência, totalizando cinco áreas. Inicialmente, toda a área em estudo se encontrava sob vegetação primária de Mata Atlântica. Em 1970 parte dessas áreas sob Mata Atlântica foi desmatada restando um fragmento de vegetação nativa, que nesse estudo foi utilizado como referência. O histórico do uso da terra encontra-se na Figura 5.2.

Figura 5.2 - Uso das áreas ao longo do tempo. As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 3 (PM 3), 5 (PM 5) e 7 anos de cultivo (PM 7), cultura anual e uma área de vegetação nativa (MN)

5.2.2 Cálculo do sequestro/emissão de carbono no solo

O cálculo do sequestro ou emissão de carbono no solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para as áreas de pinhão manso foi efetuado pela diferença entre o acúmulo de carbono no solo e as emissões de GEE, expressos em C equivalente (C-eq), conforme descrito na eq. (1), proposta por West e Marland (2002a).

$$\text{Sequestro ou emissão de C} = \text{Acúmulo de C no solo} - \text{Emissões de GEE} \quad (1)$$

Na Tabela 5.1 são apresentados os valores de estoque de C para os diferentes usos do solo estudados em Dourados-MS, que foram utilizados para o cálculo do acúmulo de C no solo. A descrição do procedimento de amostragem do solo adotado encontra-se no item 2.2.2 do capítulo “ESTOQUES E COMPOSIÇÃO ISOTÓPICA DO CARBONO E NITROGÊNIO EM CRONOSSEQUÊNCIAS DE CULTIVO PINHÃO MANSO”, porém foram utilizadas somente os resultados das profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm. A determinação dos teores de C e o cálculo do estoque encontram-se nos itens 2.2.3 e 2.2.4, respectivamente.

Para cada área sob cultivo de pinhão manso foi obtido a taxa de acúmulo de C no solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) por meio da diferença entre os estoques de C da área avaliada ($\text{COS}_{\text{atual}}$) e do uso anterior ($\text{COS}_{\text{anterior}}$), em Mg ha^{-1} , e dividido pelo tempo (T) de cultivo, em anos (eq. 2).

$$\text{Acúmulo de C no solo} = (\text{COS}_{\text{atual}} - \text{COS}_{\text{anterior}}) / T \quad (2)$$

Tabela 5.1 - Estoques de C do solo (Mg ha^{-1}) sob diferentes usos da terra em Dourados-MS

Profundidade (cm)	Áreas				
	MATA ATLÂNTICA	CULTURA ANUAL	PM 3	PM 5	PM 7
0-10	18,11 $\pm$ 1,93	15,46 $\pm$ 1,57	14,37 $\pm$ 0,26	14,43 $\pm$ 0,51	16,34 $\pm$ 0,35
10-20	15,88 $\pm$ 1,80	12,42 $\pm$ 0,91	11,21 $\pm$ 0,58	12,21 $\pm$ 0,54	12,70 $\pm$ 0,45
20-30	9,49 $\pm$ 0,74	3,43 $\pm$ 0,32	4,59 $\pm$ 0,42	4,23 $\pm$ 0,16	3,10 $\pm$ 0,19
0-30	43,5 $\pm$ 3,40	31,3 $\pm$ 1,87	30,2 $\pm$ 0,83	30,9 $\pm$ 1,09	32,1 $\pm$ 0,77

⁽¹⁾As áreas avaliadas referem-se ao pinhão manso com 3 (PM 3), 5 (PM 5) e 7 anos de cultivo (PM 7), cultura anual e vegetação nativa (Mata Atlântica). Valores representam: média (n=5) $\pm$ desvio padrão

Dentre os insumos agrícolas utilizados no cultivo de pinhão manso, os fertilizantes nitrogenados, por aumentar a disponibilidade de N aos processos de nitrificação e desnitrificação, contribuem significativamente para o aumento das emissões de GEE. Assim, para o cálculo do sequestro de C foram consideradas apenas as emissões de GEE decorrentes da adubação nitrogenada. Essas emissões encontram-se no capítulo “EMIÇÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA ASSOCIADA À APLICAÇÃO DE FERTILIZANTE NITROGENADO EM SOLOS SOB CULTIVO DE PINHÃO MANSO” (item 4), que por meio de medições in situ das emissões de GEE, determinou-se que na cultura do pinhão manso são emitidos $0,0362 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C-eq quando aplicados 75 kg ha^{-1} de N, sendo essa a dose considerada a quantidade média de fertilizante nitrogenado aplicada anualmente no cultivo de pinhão manso.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Sequestro de carbono no solo em cultivos de pinhão manso

As taxas de sequestro ou emissão de carbono no solo nas áreas sob pinhão manso estão apresentadas na Figura 5.4. Nos primeiros anos de cultivo do pinhão manso observou-se emissão ao invés de sequestro de C, a taxa de emissão de C foi de $0,41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na área PM 3, provavelmente, foi associado ao baixo aporte de fitomassa nesse período inicial de cultivo, estimado em $1,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (dados não mostrados).

Figura 5.4 – Taxas de sequestro/emissão de C equivalente para a cultura do pinhão manso com tempos crescentes de cultivo. As áreas referem-se ao pinhão manso com 3 (PM 3), 5 (PM 5) e 7 anos de cultivo (PM 7)

Em contrapartida, verificou-se uma recuperação no estoque de C com 5 anos de cultivo do pinhão manso, com uma taxa de sequestro de $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 5.4). Esse resultado deveu-se, principalmente, à ausência de mobilização do solo, fator indispensável ao acúmulo de carbono no solo, à gradual melhoria da fertilidade pelas adubações minerais e ao aporte de fitomassa do pinhão manso ao longo do período de cultivo.

A maior taxa de sequestro de C foi verificada para a área com cultivo de pinhão manso por 7 anos, sendo armazenados $0,60 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 5.4). Esses resultados são inferiores aos observados por Srivastava, Sharma e Singh (2014), que avaliando áreas de pinhão manso com até 4 anos de cultivo em diferentes condições edafoclimáticas na Índia, observaram incrementos de $1,3$ a $6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, até 30 cm de profundidade, vale destacar que essa estimativa não considerou as emissões de GEE.

A fim de melhor compreender o sequestro de C no solo sob cultivo de pinhão manso serão necessários trabalhos que incluam não só o acúmulo de C no solo e as emissões de GEE pelo uso de fertilizantes, mas também as emissões resultantes da mudança do uso da terra (desmatamento da vegetação nativa por meio de corte e

queima), e as emissões provenientes de combustíveis, energia elétrica, pesticidas e outros componentes do processo de produção do biodiesel de pinhão manso.

5.3.2 Comparação com outras culturas

O solo é o terceiro maior compartimento global de C, estimado em 2500 Pg em 1 m de profundidade, e é um dos três principais reservatórios com significativo potencial para sequestrar C (LAL, 2008). Tal potencial para sequestrar C dos solos sob diferentes usos tem sido avaliado por diversos pesquisadores em diferentes regiões do globo (WEST; MARLAND, 2002b; BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2009; SRINIVASARAO et al., 2012; SOMMER; BOSSIO, 2014). Porém, para a cultura do pinhão manso, salvo melhor avaliação, não há informações disponíveis na literatura sobre o assunto. Portanto, os resultados do presente estudo são inéditos e configuram-se a primeira aproximação da estimativa de sequestro de C devido ao cultivo de pinhão manso no país. Dessa forma, comparações serão feitas em relação a outras culturas cujos resultados estão disponíveis na literatura nacional e internacional.

Na Tabela 5.2 são apresentadas as taxas de sequestro ou emissão de C-eq em culturas utilizadas na produção de biocombustível no Brasil.

Tabela 5.2 – Taxa de sequestro ou emissão de C equivalente (C-eq) em culturas utilizadas na produção de biocombustível no Brasil

Cultura	Sequestro/Emissão	Autor	Comentários
	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ de C-eq		
Pinhão manso	-0,41 a 0,60	Nesse estudo	Cultivos com 3, 5 e 7 anos
Soja	0,41	La Scala Junior et al., 2012	Conversão de preparo convencional para plantio direto
Soja	0,23	Carvalho et al., 2009	Sistema plantio direto com 1, 2 e 3 anos
Soja	1,23	Siqueira Neto et al., 2009	Sistema plantio direto com 12 e 22 anos
Palma	-4,70 a 0,14	Frazão, 2012	Cultivos com 4, 8 e 25 anos
Cana-de-açúcar	0,32	Cerri et al., 2007	Cultivo com 12 anos
Cana-de-açúcar	1,02	La Scala Junior et al., 2012	Conversão de colheita com queima em mecanizada

Apesar das várias fontes de óleo para produção do biodiesel, o uso de óleo vegetal de soja é muito superior ao dos demais, sendo essa oleaginosa a principal matéria-prima utilizada atualmente. A produção de biodiesel demanda aproximadamente 30% do consumo do óleo de soja utilizado no Brasil (MILAZZO et

al., 2013). Estudos apontam taxas de sequestro de C em áreas sob cultivo de soja superiores aos observados para o cultivo de pinhão manso. Resultados de vários estudos indicam que em sistemas de rotação soja/milho, a conversão de sistemas de preparo convencional para práticas conservacionistas (plantio direto), proporciona um sequestro de C no solo com uma taxa média de $0,41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (LA SCALA JUNIOR et al., 2012). Em áreas de conversão de cultivo de arroz sob sistema de preparo convencional em soja sob sistema plantio direto, Carvalho et al. (2009) verificou uma taxa média de sequestro de C de $0,23 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Siqueira Neto et al. (2009) avaliando o sequestro de C no solo sob sistema plantio direto em sucessão soja/trigo por 12 e 22 anos, verificaram que o balanço entre o acréscimo anual de C ($1,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e as emissões em C-eq ($0,27 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi de $1,23 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Dentre as matérias-primas com potencial para obtenção de biodiesel, destaca-se também o óleo de palma, por estar entre as oleaginosas tropicais de maior rendimento em óleo, e por ser uma planta perene possui potencial para aumentar os estoques de carbono do solo. Esta espécie apresenta grande potencial produtivo no Brasil, principalmente na Região Amazônica e no Sul da Bahia, que são duas das regiões que apresentam os piores índices socioeconômicos do País. Em áreas de palma, Frazão (2012) relatou valores de acúmulo anual de C de $0,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ em áreas derivadas de Floresta Amazônica e decréscimo variando de $-4,6$ a $-0,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em áreas derivadas de pastagem, e emissões acumulada de N-N₂O entre $0,045$ a $0,772 \text{ kg ha}^{-1}$ com a aplicação de doses crescentes de fertilizante nitrogenado ($\leq 69 \text{ kg ha}^{-1}$). De acordo com esses resultados pode-se estimar taxas de sequestro/emissão de C em cultivos de palma variando de $-4,70$ a $0,14 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em C-eq.

A cana-de-açúcar é atualmente uma das principais e mais importantes culturas no Brasil para produção de biocombustível, sendo o etanol correspondente a 18% da matriz energética do país, com produção anual de 28 bilhões de litros (CONAB, 2014). Segundo Cerri et al. (2007) a adoção de práticas de manejo menos agressivas, tal como a colheita de cana-de-açúcar mecanizada ao invés da colheita com queima da palha contribuem para a mitigação média de $0,32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C em 12 anos em um Latossolo Vermelho. La Scala Junior et al. (2012), em um trabalho de revisão sobre o potencial de sequestro de C do solo devido à conversão de manejo nas principais atividades agrícolas no Brasil, verificaram que em canaviais a conversão da colheita

com queima para mecanizada, onde grandes quantidades de resíduos da cana permanecer na superfície do solo, a taxa de sequestro de C é $1,02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

5.3.3 Mitigação das emissões de GEE com uso de biodiesel de pinhão manso

No contexto prospectivo da incorporação do biodiesel de pinhão manso à matriz energética brasileira, se faz necessário estimar os potenciais impactos relacionados à emissão de GEE associados à sua produção nas condições praticadas no país.

Os dados de produtividade do pinhão manso ainda são incipientes e faltam informações técnicas sobre seu comportamento nas diferentes regiões brasileiras em que está sendo cultivado. Drumond et al. (2010) obtiveram produtividades variando de 246 kg ha^{-1} em condições de sequeiro, a 871 kg ha^{-1} em área irrigada, já no primeiro ano de cultivo, em Petrolina, PE. Horschutz et al. (2012) observaram produtividade de sementes de $1,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ em Rio Verde-GO. Áreas de pinhão manso, hoje com 5 anos de cultivo, em Viçosa e Senador Firmino, cidades da Zona da Mata mineira produziram em 2010, respectivamente, 600 e 250 kg ha^{-1} de sementes. No Vale do Paraíba-SP, a APTA registrou em 2010 a produção de cerca de 300 kg ha^{-1} de sementes (FERREIRA et al., 2013). Esses resultados ainda são inferiores à produtividade esperada para plantas com esse tempo de cultivo, em torno de 6 Mg ha^{-1} (ACHTEN et al., 2008). Nesse trabalho considerou-se uma produtividade média de sementes de 2 Mg ha^{-1} e um rendimento de óleo de 30%, correspondendo a $0,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ de óleo.

A mescla entre a falta de informação e o pensamento de que a planta é altamente rústica causa grande dissonância, efeito que tem levado boa parte dos plantios a serem abandonados pelos produtores rurais. Apesar desse revés, são contabilizados 60.000 hectares de área plantada de pinhão manso no Brasil, sobretudo nas regiões Centro-Oeste, Norte e Sudeste. Estimativas da Associação Brasileira de Produtores de Pinhão Manso (ABPPM) indicam que a área plantada pode alcançar 750.000 hectares em 2020 (MATSUURA et al., 2010).

Ao considerar um sequestro de C no solo de $0,604 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 5.4), que corresponde a $2,21 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em CO_2 equivalente, em áreas com 7 anos de cultivo, e considerando-se ainda a área atual de produção de pinhão manso de 60.000 hectares, estima-se um total de redução nas emissões de $132.600 \text{ Mg ano}^{-1}$ em CO_2 equivalente. Se todo o óleo de pinhão manso produzido no Brasil (36.000 Mg de óleo, considerando-se a área cultivada de 60.000ha) for misturado ao óleo diesel fóssil,

estima-se uma redução de 3,68 kg de CO₂ equivalente por kg de óleo. O óleo de pinhão manso tem, aproximadamente, 90% do poder calorífico do óleo diesel fóssil (41 MJ) (SIQUEIRA, 2012). Assim, o *offset* do óleo de pinhão manso é de 89,8 g CO₂-eq por MJ de biodiesel em relação ao óleo diesel fóssil.

A possibilidade de incorporar grandes áreas sob solos degradados à agricultura de energia surge como grande atrativo para produção de pinhão manso. No entanto, é necessária a compreensão de como os entraves técnicos interferem no seu cultivo para aumentar a produção e tornar sustentável o uso dessa fonte renovável de energia. Assim, para um cenário de expansão de cultivo para uma área total de 120 mil hectares plantados com pinhão manso, estima-se uma redução total de 265.200 Mg ano⁻¹ nas emissões de CO₂ equivalente com o uso de biodiesel.

Desde 1º de novembro de 2014, o óleo diesel comercializado em todo o Brasil contém 7% de biodiesel (conhecido como B7). Esta regra foi estabelecida pelo Conselho Nacional de Política Energética (CNPE), que aumentou de 5% (B5) para 7% (B7) o percentual obrigatório de mistura de biodiesel ao óleo diesel. Assim, gera-se uma demanda anual crescente pelo biocombustível, sendo que o consumo de biodiesel em 2013 foi de 2,9 bilhões de litros (ANP, 2015). Já em 2015, com a mistura B7, a expectativa é de um acréscimo de 1,2 bilhões de litros de biodiesel, totalizando aproximadamente 4,2 bilhões de litros. Assumindo-se que 100% desse biodiesel seriam oriundos do óleo extraído da semente de pinhão manso, seriam necessários 3,8 bilhões de kg de óleo de pinhão manso (densidade = 0,910 kg L⁻¹) (PARTHIBAN, 2011), que significa uma redução de 13,98 milhões de Mg de CO₂ equivalente. Essa redução corresponde a emissão de 3,8 milhões veículos de ciclo diesel por ano, já que são emitidos em média 3,69 Mg de CO₂ equivalente por veículo de ciclo diesel por ano (CETESB, 2013), ou ainda, representa aproximadamente a emissão total de GEE do município do Rio de Janeiro no ano de 2005 (13,3 milhões de Mg de CO₂ equivalente) (RIO DE JANEIRO, 2010).

Atualmente, é possível o uso de combustível diesel com até 20% de adição de biodiesel (B20), sem implicar em qualquer alteração das especificações dos motores (FAZAL, HASSEB, MASJUKI, 2011; XUE, GRIFT, HANSEN, 2011). Assim, a utilização de B20 demandaria aproximadamente 11 bilhões de kg de óleo de pinhão manso, que representa uma redução de 40,5 milhões de Mg nas emissões de CO₂ equivalente.

Adicionalmente, pesa a favor da criação de um novo marco para mistura obrigatória de biodiesel, o fato dos impactos inflacionários da medida ser ínfimo perto dos benefícios produzidos. Ao avançar de B5 para B7, levando em conta valores médios históricos de 2005 a 2012, o impacto financeiro é menor que um centavo de aumento na tarifa de ônibus e de R\$ 0,20 na cesta básica (ABIOVE, 2013). A ABIOVE ainda estima que se aumentasse o patamar da mistura atual, passando para B10, o impacto financeiro continuaria sendo pouco significativo, ou seja, de R\$ 0,017 na tarifa ônibus e R\$ 0,50 na cesta básica.

5.4 Conclusões

O balanço anual entre o acúmulo de C no solo e a emissão dos gases do efeito estufa mostrou que o cultivo de pinhão manso por 7 anos produz saldo positivo, que significou um sequestro de $0,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em C equivalente.

Ao considerar uma área de produção de pinhão manso de 60.000 hectares, a redução nas emissões em CO_2 equivalente totalizam $132.600 \text{ Mg ano}^{-1}$ e o *offset* do óleo de pinhão manso é de 89,8 g de $\text{CO}_2\text{-eq}$ por MJ de biodiesel em relação ao óleo diesel fóssil.

Referências

- ACHTEN, W.M.J.; VERCHOT, L.; FRANKEN, Y.J.; MATHIJS, E.; SINGH, V.P. ; AERTS, R.; MUYS, B. *Jatropha* biodiesel production and use. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 32, n. 12, p. 1063-1084, 2008.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS – ANP. **Boletim mensal do biodiesel**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/?pg=74914&m=&t1=&t2=&t3=&t4=&ar=&ps=&1429500963181> Acesso em: 20 mar. 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE ÓLEOS VEGETAIS – ABIOVE. **Relatório final da análise do impacto na inflação do aumento da mistura de biodiesel no diesel**. Brasília-DF:Fundação Getúlio Vargas, 2013. 55p.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237–245, 2006.
- BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A.S.; SCOPEL, E.; BLAVET, D.; PICCOLO, M.C.; PAVEI, M.A.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v. 26, p. 1–8, 2006.

BRASIL. MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). **Evolução da produção das oleaginosas agroenergéticas após o Programa de Produção de Biodiesel**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

BRASIL. MME (Ministério de Minas e Energias). **Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

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

CERRI, C.E.P.; SPAROVEKI, G.; BERNOUX, M. EASTERLING, W.E.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Emissões veiculares no estado de São Paulo 2013**. São Paulo : CETESB, 2014. 150p.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar – Safra 2014/2015**. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/14_08_28_08_52_35_boletim_cana_portugues_-_2o_lev_-_2014-15.pdf. Acesso em: 22 abr. 2015.

DRUMOND, M.A.; SANTOS, C.A.F.; OLIVEIRA, V.R.; MARTINS, J.C.; ANJOS, J.B.; EVANGELISTA, M.R.V. Desempenho agrônômico de genótipos de pinhão manso no semiárido pernambucano. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.40, p.44-47, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

EUROPEAN COMMISSION. **Renewable Energy**. Accessed on 20 April 2015. <http://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy>

FAZAL, M.A; HASEEB, A.S.M.A.; MASJUKI, H.H. Biodiesel feasibility study: An evaluation of material compatibility; performance; emission and engine durability. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 15, p. 1314–1324, 2011.

FERREIRA, W.J.; BATISTA, G.T.; CASTRO, C.M.; DEVIDE, A.C.P. Biodiesel de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) em países emergentes: alternativa para o desenvolvimento regional. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v. 9, p. 3-16, 2013.

FRAZÃO, L.A. **Greenhouse gas emissions and soil carbon dynamics in the Brazilian oil palm production**. 2012. 93 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

HORSCHUTZ, A.C.O.; TEIXEIRA, M.B.; ALVES, J.M.; SILVA, F.G.; DA SILVA, N.F. Crescimento e produtividade do pinhão-mansão em função do espaçamento e irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.10, p.1093–1099, 2012.

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, v. 363, p. 815–830, 2008.

LA SCALA JUNIOR, N.L.; DE FIGUEIREDO, E.B.; PANOSSO, A.R. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 775-785, 2012.

MATSUURA, M.I.S.F.; SILVA, G.A.; KULAY, L.A.; LAVIOLA, B.G. Inventário do ciclo de vida do pinhão manso destinado à produção de biodiesel. In: 2º CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DE CICLO DE VIDA EM PRODUTOS E SERVIÇOS, 2010, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, 2010. p. 41-46.

MILAZZO, M.F.; SPINA, F.; CAVALLARO, S.; BART, J.C.J. Sustainable soy biodiesel. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 27, p. 806–852, 2013.

PANDEY, V.C.; KRIPAL SINGH, K.; SINGH, J.S.; KUMAR, A.; SINGH, B.; SINGH, R.P. *Jatropha curcas*: A potential biofuel plant for sustainable environmental development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 16, p. 2870-2883, 2012.

PARTHIBAN, K.T.; SELVAN, P.; PARAMATHMA, M.; KANNA, S.U.; KUMAR, P.; SUBBULAKSHMI, V.; VENNILA, S. Physico-chemical characterization of seed oil from *Jatropha curcas* L. genetic resources. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, Lagos, v. 3, n. 5, p. 163-167, 2011.

RIO DE JANEIRO, Prefeitura; COPPE. **Inventário de Emissões de Gases do Efeito Estufa da Cidade do Rio de Janeiro**: Resumo Executivo. Rio de Janeiro: Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, 2010. 17p.

SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - Sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1013-1022, 2009.

SIQUEIRA, W.C. **Avaliação técnica e de custos da utilização do óleo de pinhão manso em trator agrícola**. 2012. 65p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

SOMMER, R.; BOSSIO, D. Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. **Journal of Environmental Management**, London, v.144, p. 83-87, 2014.

SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L.; VERDADE, L.M.; JOLY, C.A.; NETTO, P.E.A.; CANTARELLA, H.; CHUM, H.L.; DIAZ-CHAVEZ, R.; FERNANDES, E.; FINCHER, G.; GOLDEMBERG, J.; NOGUEIRA, L.A.H.; HUNTLEY, B.J.; JOHNSON, F.X.; KARP, A.; LEAL, M.R.L.V.; LYND, L.R.; MACEDO, I.C.; MACIEL FILHO, R.;

MASSAFERA, M.P.; NASSAR, A.M.; NIGRO, F.E.B.; OSSEWIJER, P.; RICHARD, T.L.; SADDLER, J.N.; SAMSETH, J.; SEEBALUCK, V.; SOMERVILLE, C.R.; VAN DER WIELEN, L.; SLUYS, M.A.V.; WOODS, J.; YOUNGS, H. Bioenergy numbers. In: SOUZA, G.M.; VICTORIA, R.L; JOLY, C.A; VERDADE, L.M. (Eds.). **Bioenergy and Sustainability: Bridging the gaps**. Paris: SCOPE, 2015. Chp.2, p. 28-58.

SRINIVASARAO, C.; VENKATESWARLU, B.; LAL, R.; SINGH, A.K.; KUNDU, S.; VITTAL, K.P.R.; BALAGURAVAIHAH, G.; BABU, M.V.S.B., CHARY, G.R., M., R.C., G., PRASADBABU, M.B.B., RADDY, T.Y. Soil carbon sequestration and agronomic productivity of an Alfisol for a groundnut-based system in a semiarid environment in southern India. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v. 43, p. 40-48, 2012.

SRIVASTAVA, P.; SHARMA, Y.K.; SINGH N.; Soil carbon sequestration potential of *Jatropha curcas* L. growing in varying soil conditions. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 68, p. 155–166, 2014.

XUE, J.; GRIFT, T.E.; HANSEN, A.C. Effect of biodiesel on engine performances and emissions. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Oxford, v. 15, p. 1098-1118, 2011.

WANI, S.P.; CHANDER, G.; SAHRAWAT, K.L.; RAO, C.S.; RAGHVENDRA, G.; SUSANNA, P.; PAVANI, M. Carbon sequestration and land rehabilitation through *Jatropha curcas* (L.) plantation in degraded lands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 161, p. 112–120, 2012.

WEST, T.O.; MARLAND, G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 91, p. 217–232, 2002b.

WEST, T.O.; MARLAND, G. Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses. **Environmental Pollution**, Barking, v. 116, p. 439-444, 2002a.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De modo geral, os resultados obtidos em Planaltina, Dourados e Araripina confirmam a hipótese que a substituição da vegetação original por sistemas agropastoris acarreta mudanças significativas na quantidade e composição da matéria orgânica do solo nos biomas Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, especialmente nas camadas superficiais.

Entre os usos avaliados, a pastagem apresentou o melhor potencial para manter os níveis de matéria orgânica do solo semelhantes aos da vegetação nativa (Cerrado), sendo que o estoque de C acumulado até 30 cm de profundidade na pastagem superou em 11% o estoque de C no solo sob Cerrado. Após 30 anos de pastagem, apenas 29% do estoque total de C são remanescentes da vegetação nativa.

O cultivo de milho com preparo convencional, diferente da pastagem, foi o uso do solo que mais alterou os estoques de C e N, reduzindo em média 28% esses estoques em relação à vegetação nativa (Mata Atlântica) na camada 0-30 cm, sendo que 60% do estoque total de C nessa área são remanescentes da Mata Atlântica.

Por sua vez, o cultivo de pinhão manso manteve os teores e estoques de C e N do solo, independentemente do uso do solo anterior (pastagem, cultura anual ou vegetação nativa), com tendência de aumento nos teores e estoques de C em função do tempo de cultivo do pinhão manso. A análise isotópica do C e N demonstrou que a partir de 2 anos de cultivo do pinhão manso há mudanças na composição da matéria orgânica do solo, sendo que as contribuições do C derivado dos resíduos vegetais do pinhão manso para o C total do solo atingiram 11,5% após 7 anos de cultivo, na camada 0-30 cm.

Com relação aos aspectos qualitativos da matéria orgânica do solo, verifica-se que o cultivo de pinhão manso incrementa os teores de C nas diferentes frações da matéria orgânica do solo, o índice de manejo do C e os teores de C e N da biomassa microbiana em função do tempo de implantação da cultura, o que evidencia o potencial de melhorar a qualidade do solo desse sistema a longo prazo.

Os fatores de emissão de N_2O variaram de 0,21 a 0,46% entre as doses de fertilizante nitrogenado avaliadas no cultivo de pinhão manso (0 a 150 kg ha⁻¹). Neste caso, os fatores de emissão de N_2O para dose de N menores que 150 kg ha⁻¹ foram inferiores ao proposto pelo IPCC (1%). Isso indica que fertilizantes nitrogenados não

são importantes fontes de emissões de N_2O em sistema de cultivo de pinhão manso. Com a aplicação de 75 kg ha^{-1} de N, dose média de fertilizante nitrogenado aplicada na cultura do pinhão manso, foram emitidos $0,0362 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C-eq.

Em Dourados, o balanço anual entre o acúmulo de C no solo e a emissão dos gases do efeito estufa mostra que nos primeiros anos de cultivo de pinhão manso há emissão e não sequestro de C-eq, devido ao baixo aporte de fitomassa. Em contrapartida, verifica-se uma recuperação nos estoques de C em função do tempo de cultivo da cultura, sendo que após 7 anos, o sequestro é de $0,6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em C-eq.

O presente estudo é pioneiro no Brasil e os resultados gerados nesta pesquisa são base para a análise de ciclo de vida do pinhão manso como matéria prima para a produção de biodiesel no Brasil.