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

Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em
pastagens degradadas no Brasil

Daniele Costa de Oliveira

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

Piracicaba
2018

Daniele Costa de Oliveira
Engenheira Agrônoma

Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens
degradadas no Brasil

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
2018

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

Oliveira, Daniele Costa de

Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil / Daniele Costa de Oliveira. -
- versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - -
Piracicaba, 2018.

82 p.

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

1. Estoque de carbono no solo 2. Meta-análise 3. Mudança no uso da terra 4. Fracionamento da MOS 5. Índice de manejo de carbono 6. Plano ABC I. Título

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Maria Zilma e Cazuzza.

À minha mãe Maria Zilma, pois ela sempre me mostrou que eu podia ir mais longe.

Ao meu pai Cazuzza, que sempre me incentivou a dar o meu melhor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela força, sabedoria e paz necessária para chegar até aqui e por tudo que ainda há de me proporcionar.

Ao professor Ado, pela paciência e ensinamentos durante esses anos.

Ao professor Mauro Wagner, por todo o incentivo desde a graduação.

À FAPESP e à CAPES pela concessão da bolsa que permitiu a realização desse sonho.

À Embrapa Pesca e Aquicultura, pelo apoio durante as coletas (em especial ao Dr Rodrigo).

A todos os Professores da ESALQ que contribuíram para minha formação.

À equipe do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo, em especial Eleusa, Taís e Camila, foram muitas horas de trabalho que ficaram mais leves com vocês.

Ao meu amigo e namorado Adilson Rocha pelo apoio, compreensão e auxílio imprescindível, principalmente na reta final do trabalho.

A todos os meus amigos da pós-graduação, em especial Rita, Siglea, Sara Duarte, Letícia, Glêvia, Eloá, Alexys, Dener Sarah Novais por tantos momentos de distração e alegria.

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta para minha formação acadêmica

EPÍGRAFE

“O período de maior ganho em conhecimento e experiência é o período mais difícil da vida de alguém.”

Dalai Lama

Fernando Pessoa

SUMÁRIO

RESUMO.....	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
REFERÊNCIAS	10
2. POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO COM A RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS DEGRADADAS NO BRASIL	13
RESUMO.....	13
ABSTRACT	13
2.1. INTRODUÇÃO	13
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
2.3. RESULTADOS	17
2.4. DISCUSSÃO	25
2.5. CONCLUSÕES	28
REFERÊNCIAS	28
3. IMPACTO DA RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO NOS ESTADOS DO MATO GROSSO E TOCANTINS	35
RESUMO.....	35
ABSTRACT	35
3.1. INTRODUÇÃO	35
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3.3. RESULTADOS	39
3.4. DISCUSSÃO	43
3.5. CONCLUSÕES	46
REFERÊNCIAS	46
4. ALTERAÇÕES NA QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM PASTAGENS DEGRADADAS E RECUPERADAS NO BRASIL.....	49
RESUMO.....	49
ABSTRACT	49
4.1. INTRODUÇÃO	50
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	51
4.3. RESULTADOS	53
4.4. DISCUSSÃO	57
4.5. CONCLUSÕES	60
REFERÊNCIAS	60
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
APÊNDICES	67

RESUMO

Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil

As pastagens são o principal uso da terra no mundo, ocupando dois terços de sua área agricultável e três quartos da área agricultável do Brasil. Quando bem manejadas, as pastagens possuem alta capacidade de estocar C no solo, porém podem perder até 50% do C do solo quando em avançado estágio de degradação. Os objetivos desse trabalho foram quantificar o potencial de sequestro de C e avaliar a dinâmica da matéria orgânica no solo em locais de conversão de pastagens degradadas para bem manejadas no Brasil. Para tanto, foram avaliadas as alterações dos estoques de C no solo nas pastagens do Brasil através de uma meta-análise, bem como os fatores de manejo e as taxas de variações do estoque de C no solo em diferentes *status* de pastagens. Em sete cronossequências situadas em Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), Nova Xavantina (MT), Conquista D'Oeste (MT), Dueré (TO), Carmolândia (TO) e Paraíso (TO), foram determinadas as alterações na quantidade e na qualidade da Matéria Orgânica do Solo (MOS). Foram determinados os estoques de C e N e as taxas de variação locais. A qualidade da MOS foi avaliada por meio de análise isotópica, fracionamento físico, Índice de Manejo do C (IMC), grau de humificação (H_{FIL}) e teor de C na Biomassa Microbiana (C-BM). Através da meta-análise, estimou-se que no Brasil os solos sob pastagens degradadas apresentam redução dos estoques de C de $0,13 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. As pastagens nominais foram capazes de aumentar o estoque de C no solo, enquanto as pastagens melhoradas nem sempre mantiveram os estoques semelhantes aos da vegetação nativa. A recuperação das pastagens promove acúmulo de C no solo na faixa de $0,40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O cumprimento da meta de recuperação dos 30 milhões de hectares de pastagens resultará no acúmulo de $12 \text{ Tg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C. A degradação das pastagens nos estados do Mato Grosso e Tocantins reduziu os estoques de C no solo numa faixa de $-0,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto a recuperação das mesmas proporcionou aumento de $0,12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Nas pastagens avaliadas, cerca de 54% do C é originado das gramíneas cultivadas. A fração orgânica foi a mais sensível às Mudanças de Uso da Terra (MUT), promovendo diminuição dos estoques de C nessa fração. A implantação de pastagens tem impacto negativo na qualidade da MOS, com diminuição do IMC de até 70%. Contudo, se bem manejadas, o IMC das pastagens pode ser superior ao da vegetação nativa, como acontece quando a pastagem é consorciada com *Pueraria* spp. O C-BM e o grau de humificação não foram alterados após a implantação ou a recuperação das pastagens, não sendo bons indicadores de qualidade da MOS. As alterações dos estoques de C nas frações da MOS e o IMC foram os indicadores mais eficientes de alterações da qualidade da MOS em pastagens. As recuperação de pastagens degradadas promove aumento no estoque de C no solo e melhoria da qualidade da MOS.

Palavras-chave: Estoque de carbono no solo; Meta-análise; Mudança no uso da terra; Fracionamento da MOS; Índice de manejo de carbono; Plano ABC

ABSTRACT

Potential of soil carbon sequestration and organic matter dynamics in degraded pastures in Brazil

Pastures are the main land use in the world, occupying two-thirds of the world's arable land and three quarters of agricultural areas of Brazil. When well-managed, pastures have a high capacity to store SOC, but they may lose up to 50 % of stock SOC when in an advanced stage of degradation. The objective of this work was to quantify the potential of carbon sequestration and to evaluate soil organic matter dynamics in the conversion of degraded pastures to well-managed in Brazil. We evaluated changes in stocks SOC in pastures in Brazil through a meta-analysis, determining the management factors and the rates of stocks SOC changes in different pasture *status*. In seven cronossequences located in Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), Nova Xavantina (MT), Conquista D'Oeste (MT), Dueré (TO), Carmolândia (TO) and Paraíso (TO) were determined the changes in the quantity and quality of soil organic matter (SOM). C and N stocks and rates of local variations were determined. The quality of the SOM was evaluated through isotopic analysis, physical fractionation, C management index (CMI), degree of humification (H_{FH}) and C content in microbial biomass (MB-C). Through the meta-analysis it was estimated that in Brazil degraded pastures present a reduction of stocks SOC of 0.13 Mg ha⁻¹ year⁻¹. Nominal pastures were able to increase stock SOC, while improved pastures did not always maintain stocks similar to native vegetation. The recovery of pastures promotes the accumulation of C in the soil at the rate of 0.40 Mg ha⁻¹ year⁻¹. Meeting the recovery goal of 30 million ha of pasture will result in the accumulation of 12 Tg C ha⁻¹year⁻¹. The degradation of pastures in the states of Mato Grosso and Tocantins reduces C stocks in the soil at a rate of 0.06 Mg C ha⁻¹ year⁻¹. While the recovery of degraded pastures has the potential to increase C stocks in the soil with rate of 0.12 Mg C ha⁻¹ year⁻¹. In the pastures evaluated, about 54% of the C originates from the cultivated grasses. The organic fraction was the most sensitive to LUC, promoting the decrease of C stocks in this fraction. Pasture implantation has a negative impact on SOM quality, with a reduction in the CMI of up to 70%; however, if managed well, the CMI of pastures may be higher than that of native vegetation. The MB-C and degree of humification were not altered after the implantation or the recovery of the pastures. Changes in C stocks in SOM fractions and CMI were the most efficient indicators of changes in SOM quality in pastures. The recovery of degraded pastures promotes an increase in C stock in the soil and an improvement in the quality of the MOS.

Keywords: Stock SOC; Meta-analysis; Change in land use; MOS fractionation; Carbon management index; ABC plan.

1. INTRODUÇÃO

O solo é um importante componente do ciclo biogeoquímico do C, armazenando cerca de quatro vezes mais C que a biomassa vegetal, e quase três vezes mais que a atmosfera (Nadal-Romero et al., 2016). Dependendo dos fatores climáticos e biogeoquímicos, da taxa de deposição de resíduos vegetais e de sua decomposição, o solo pode funcionar como fonte ou dreno de C para a atmosfera (Araújo et al., 2011; Cerri, Feigl e Cerri, 2008). A Mudança de Uso da Terra (MUT) perturba o equilíbrio dinâmico do solo e promove alterações no estoque de C e N, por esse motivo, tem entrado em pauta na agenda política internacional sobre mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) (Nadal-Romero et al., 2016; Oliveira et al., 2016a; Xu et al., 2016). Vários estudos mostram os impactos negativos no solo causados pelo desmatamento e conversão de terras para agricultura (Barros, Chaves e Pereira, 2015; Carvalho et al., 2014; Davidson et al., 2012). Dentre esses, um dos principais problemas se encontra nas elevadas emissões de GEE para a atmosfera, contribuindo para as mudanças climáticas globais. As perdas de C nas formas de biomassa e de Matéria Orgânica do Solo (MOS) estão entre as principais contribuições dessas emissões.

As pastagens são a principal forma de uso da terra no mundo, ocupando dois terços de toda área agricultável (FAO, 2015). O Brasil é um país com dimensões continentais, caracterizado por ter uma das maiores áreas agricultáveis do mundo, sendo que 172 milhões de hectares são ocupados por pastagens cultivadas e nativas, que correspondem a $\frac{3}{4}$ da área nacional de agricultura (IBGE, 2006). As pastagens possuem alta capacidade de estocar C no solo por se tratarem de cultura com alto aporte de resíduos, especialmente através da renovação do sistema radicular das gramíneas, e pouco ou nenhum revolvimento do solo após a implantação (Braz et al., 2013; Nadal-Romero et al., 2016; Oliveira et al., 2016b). Em uma meta-análise, Fujisaki et al. (2015) mostraram que a implantação de pastagem na Amazônia promoveu aumento de $6,8 \pm 3,1\%$ no estoque de C do solo, comparado ao solo sob a floresta.

Todavia, a produção de bovinos no Brasil é tradicionalmente feita de forma extensiva, onde a maioria das pastagens são implantadas após desmatamento da vegetação nativa. Essas pastagens se beneficiam da fertilidade natural do solo, oriunda da intensa ciclagem de nutrientes da floresta (Mazzetto et al., 2015). No entanto, uma vez que a adubação não é uma prática corriqueira, a fertilidade do solo é diminuída e a produtividade da gramínea é reduzida com o tempo (Oliveira et al., 2011; Mazzetto et al., 2015). No momento em que essas chegam a uma produtividade muito reduzida, os produtores migram para novas áreas, expandindo fronteiras agrícolas frente às florestas e abandonando as pastagens degradadas. Estima-se que entre 50 e 70% da área de pastagens do Brasil apresentem algum estágio de degradação, levando a uma queda significativa de produtividade (Dias-Filho, 2014).

As principais causas da degradação são o superpastejo, o declínio da fertilidade do solo, a erosão do solo, a redução do sistema radicular e a morte do capim que, consequentemente, reduz o aporte de resíduos ao solo (Guareschi, Pereira e Perin, 2013; Oliveira et al., 2016b). Por isso, a degradação das pastagens normalmente leva ao declínio dos estoques de C no solo (Braz et al., 2013; Oliveira et al., 2016a). Da mesma forma, a recuperação de pastagens degradadas e/ou a melhoria das práticas de manejo são capazes de aumentar o estoque de C no solo (Braz et al., 2013; Conant, Paustian e Elliott, 2001; Oliveira et al., 2016b). Conant et al. (2001) mostraram, em um estudo com mais de 132 áreas de recuperação de pastagens, que o manejo adequado da adubação resultou em uma taxa de aumento dos estoques de C no solo na ordem de $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Outros autores também mostraram que o manejo adequado de pastagens eleva os estoques de C no solo (Braz et al., 2013; Carvalho et al., 2014; Xu et al.,

2016). Assim, as pastagens, quando bem manejadas, podem funcionar como um sumidouro de C atmosférico, sendo a recuperação de pastagens degradadas uma prática utilizada para mitigar as emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) (Maia et al., 2013).

Avaliar apenas as mudanças dos estoques de C no solo tem um potencial limitado, uma vez que pequenas mudanças podem ser difíceis de detectar. Assim, é importante estudar as alterações do teor de C nas diferentes frações da MOS para entender a sua dinâmica após determinadas mudanças no uso ou no manejo do solo. Além de promover mudanças nos estoques de C no solo, a MUT e/ou a mudança de manejo nas pastagens promovem alterações no estoque de N do solo (Braz et al., 2013). O declínio na produtividade das pastagens de braquiária está fortemente associado com a redução dos teores de N no solo (Boddey et al., 2004), além de que o balanço de N é o fator limitante na fixação do C atmosférico em solos tropicais (Boddey et al., 2010). Dessa forma, a adição de N nos solos sob pastagens é apontada como uma estratégia eficiente para manter as pastagens produtivas e aumentar o sequestro de C (Braz et al., 2013; Tonucci et al., 2011).

Das emissões nacionais de GEE, a agropecuária e a MUT são responsáveis por 44% das emissões de dióxido de carbono (CO_2), 77 % das emissões de metano (CH_4) e 92% das emissões de óxido nitroso (N_2O) (Brasil, 2016). O Brasil visa reduzir as emissões de GEE em 37% abaixo dos níveis emitidos em 2005, até 2025, e em 43% até 2030 (Brasil, 2015). Para auxiliar na redução das emissões no setor agropecuário, em 2010, foi lançado o plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas (Plano ABC - Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Uma das metas do Plano ABC é a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2020 (Brasil, 2012). Em 2015, através da NDC (Contribuição Nacionalmente Determinada), o Brasil propõe fortalecer o Plano ABC e recuperar mais 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2030 (Brasil, 2015). Dessa forma, a meta atual é a recuperação de 30 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2030.

Nesse contexto, a hipótese geral desse estudo é que a recuperação de pastagens degradadas aumenta o estoque de C no solo e melhora a qualidade da MOS, contribuindo para mitigação das emissões de GEE. Assim, o objetivo geral desse trabalho foi quantificar o potencial de sequestro de C e avaliar a dinâmica da MOS na conversão de pastagens degradadas para bem manejadas no Brasil. Dessa maneira, determinou-se as variações dos estoques de C nas pastagens do Brasil através de uma meta-análise (capítulo 2), bem como foram determinadas as alterações nos estoques de C e N (capítulo 3), e as mudanças na qualidade desse material orgânico (capítulo 4), em cronossequências de recuperação de pastagens degradadas em Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), Nova Xavantina (MT), Conquista D'Oeste (MT), Dueré (TO), Carmolândia (TO) e Paraíso (TO).

Referências

- ARAÚJO, E. A. et al. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. *Acta amazônica*, v. 41, n. 1, 2011.
- BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. H. G.; PEREIRA, W. E. Carbon and nitrogen stocks under different management systems in the Paraíba Serto. *African Journal of Agricultural Research*, v. 10, n. 3, p. 130–136, 15 jan. 2015.
- BODDEY, R. M. et al. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 103, n. 2, p. 389–403, 1 jul. 2004.
- BODDEY, R. M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784–795, 2010.

- BRASIL. Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Brasília, 2012.
- _____. Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima., 2015. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf>
- _____. TERCEIRA COMUNICAÇÃO NACIONAL DO BRASIL À CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706739/Volume+3.pdf/355d4a1e-9f3c-474a-982e-b4a63312813b>>. Acesso em: 27 dez. 2017.
- BRAZ, S. P. et al. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914, 2013.
- CARVALHO, J. L. N. et al. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 183, p. 167–175, 15 jan. 2014.
- CERRI, C. E. P.; FEIGL, B.; CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. SANTOS, G. de A.; SILVA, LS da; CANELLAS, LP, p. 325–358, 2008.
- CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological applications*, v. 11, n. 2, p. 343–355, 2001.
- DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. *Nature*, v. 481, n. 7381, p. 321–328, 18 jan. 2012.
- DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Embrapa Amazônia Oriental-Docmentos (INFOTECA-E), 36p, 2014.
- FAO. FAOSTAT. Disponível em: <<http://faostat.fao.org>>. Acesso em: 30 dez. 2017.
- FUJISAKI, K. et al. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Global change biology*, v. 21, n. 7, p. 2773–2786, 2015.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Frações da matéria orgânica em áreas de Latossolo sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado do estado de Goiás. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 6, 2013.
- IBGE, I. B. DE G. E E. Censo Agropecuário. IBGE. 2006.
- MAIA, S. M. F. et al. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 75–84, 2013.
- MAZZETTO, A. M. et al. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livestock Science*, v. 175, p. 101–112, 2015.
- NADAL-ROMERO, E. et al. How do soil organic carbon stocks change after cropland abandonment in Mediterranean humid mountain areas? *Science of the Total Environment*, v. 566, p. 741–752, 2016.
- OLIVEIRA, D. M. DA S. et al. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 228, p. 38–48, 2016a.
- OLIVEIRA, S. P. et al. Conversion of forest into irrigated pasture I. Changes in the chemical and biological properties of the soil. *Catena*, v. 137, p. 508–516, 2016b.
- TONUCCI, R. G. et al. Soil Carbon Storage in Silvopasture and Related Land-Use Systems in the Brazilian Cerrado. *Journal of Environment Quality*, v. 40, n. 3, p. 833, 2011.
- XU, S. et al. Effect of land-use conversion on ecosystem C stock and distribution in subtropical grazing lands. *Plant and soil*, v. 399, n. 1–2, p. 233–245, 2016.

2. POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO COM A RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS DEGRADADAS NO BRASIL

Resumo

A recuperação das áreas de pastagens degradadas é uma prática mitigadora das emissões dos Gases de Efeito Estufa (GEE). Os objetivos desse estudo foram reunir e organizar as informações e avaliar utilizando meta-análise os efeitos do manejo de pastagens nos estoques de C nos solos no Brasil. Foram compilados dados da literatura relativos a estoques de C nos solos sob pastagens em diferentes status, sendo selecionados para este estudo 50 artigos e 12 teses. As pastagens foram classificadas como degradadas, nominais, melhoradas e recuperadas. Foi realizada a meta-análise, cuja razão-resposta foi calculada como a razão entre o estoque de C do solo sob pastagem e o estoque de C do solo sob vegetação nativa. Foram calculados os fatores de manejo e a taxa de variação do estoque de C. As pastagens tendem a diminuir os estoques de C nos solos nas camadas superficiais do solo (até 0,3 m), contudo, apresenta um leve aumento na profundidade de 1 m. Os solos de textura média (150 a 349 g kg⁻¹) apresentam os maiores aumentos no estoque de C no solo após a implantação da pastagem. A degradação da pastagem acarreta no decréscimo no estoque de C em relação a vegetação nativa, com taxa de variação anual de -0,14 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C, para pastagem de 15 a 20 anos. A taxa média de acúmulo do C nas pastagens recuperadas, tendo como referência a pastagem degradada, foi de 0,40 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C, para pastagens de 15 a 20 anos. O cumprimento da meta do governo brasileiro de recuperar 30 milhões de hectares de pastagens proporcionará acúmulo de 12 Tg ha⁻¹ ano⁻¹ de C.

Palavras-chave: Meta-análise; Recuperação de pastagens; Fatores de manejo; Estoque de C no solo

Abstract

The recovery of degraded pasture areas is a practice that mitigates greenhouse gas (GHG) emissions. The objectives of this study were to gather and organize the information and to evaluate using meta-analysis the effects of pasture management on SOC stocks in Brazil. Literature data were compiled that evaluated SOC stocks under pastures in different *statuses*, and 50 articles and 12 theses were selected for the study. The pastures were classified as degraded, nominal, improved and recovered. The meta-analysis was performed whose response ratio was calculated as the ratio between SOC stock under pasture and SOC stock under native vegetation. The managed factors and the SOC stock change rate were calculated. Pasture tends to decrease SOC stocks in the soil surface layers (up to 0.3 m), however, it presents a slight increase in depth of 1 m. Soils of medium texture (150 to 349 g kg⁻¹) show the highest increases SOC stock after pasture implantation. Degradation of pasture resulted in a decrease in SOC stock compared to native vegetation, with a year-on-year variation rate of -0.14 Mg C ha⁻¹ year⁻¹, for pasture from 15 to 20 years. The average C accumulation rate in the pastures recovered, having as reference the degraded pasture, was 0.40 Mg C ha⁻¹ year⁻¹, for pastures of 15 to 20 years. The fulfillment of the Brazilian government's goal of recovering 30 million hectares of pasture will provide an accumulation of 12 Tg C ha⁻¹ year⁻¹.

Keywords: Meta-analysis; Pasture recovery; Management factors; Stock SOC

2.1. Introdução

Após a revolução industrial, a concentração de CO₂ e outros GEE na atmosfera aumentou exponencialmente (IPCC, 2013), tendo como consequência o aquecimento global. Cientistas e líderes mundiais estão

concentrando os esforços para tentar reduzir a emissão de GEE. A agricultura se destaca como um importante emissor de GEE, sendo responsável pela emissão de 5,0 a 5,8 GtCO₂ ano⁻¹ ou, aproximadamente, 11% do total de emissões antropogênicas de GEE (Smith et al., 2014). O Acordo de Paris, firmado na 21ª Conferência das Partes (COP-21), determina que para manter o aumento da temperatura global neste século abaixo de 2°C, todos os países signatários tomem medidas para mitigar as emissões de GEE. Pelo menos 119 países comprometeram-se voluntariamente em reduzir as emissões de GEE, inclusive o Brasil (Brasil, 2015).

No Brasil, a Mudança de Uso da Terra (MUT) e a agricultura são responsáveis por 75% das emissões de CO₂, 91% das emissões de CH₄ e 94% das emissões de N₂O (Brasil, 2016). A pastagem é a principal forma de ocupação da terra no Brasil, cobrindo 172 milhões de hectares (IBGE, 2006). Historicamente, no Brasil, as pastagens são o primeiro uso da terra, sendo implantadas após o corte e a queima da vegetação nativa (Mazzetto et al., 2015). As pastagens se beneficiam da fertilidade natural do solo e dos nutrientes depositados através das cinzas provenientes da queimada (Araújo et al., 2011). Contudo, devido à natureza extensiva da pecuária, pouco ou nenhum manejo é adotado nas pastagens após a implantação, acarretando na degradação das mesmas (Mazzetto et al., 2015).

Diversos estudos mostram o potencial das pastagens bem manejadas em acumular C no solo, sendo capaz de manter o nível de estoque de C no solo igual ou superior ao da vegetação nativa (Braz et al., 2013; Nadal-Romero et al., 2016; Oliveira et al., 2016a). A ciclagem do robusto sistema radicular, associada ao pouco ou nulo revolvimento do solo, é apontada como o principal fator para o acúmulo de C no solo sob pastagens. Conant et al. (2001), numa meta-análise global, estimaram que as pastagens bem manejadas apresentam uma taxa de acúmulo de C de 0,30 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto Maia et al. (2009), em pastagens bem manejadas no Cerrado, apresentaram taxas de acúmulo de C de 0,61 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Por sua vez, Fujisaki et al. (2015) mostraram que as pastagens na Amazônia apresentam aumento do estoque de C no solo na ordem de $6,8 \pm 3,1\%$. Porém, diversos trabalhos indicam que quando as pastagens estão degradadas ocorre perda de C do solo, pois a morte da gramínea leva à diminuição do aporte de C (Braz et al., 2013; Oliveira et al., 2016b). Pastagens degradadas no Cerrado apresentam taxa de diminuição dos estoques de C no solo de 0,28 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Maia et al., 2009). Estima-se que no Brasil cerca entre 50 e 70% da área de pastagens apresentem algum grau de degradação (Dias-Filho, 2014). Suas principais causas são a falta de reposição dos nutrientes e o superpastejo, que acarretam na diminuição do vigor das plantas e consequente morte das mesmas (Oliveira et al., 2016a; Xu et al., 2016). Levando em conta o potencial de acúmulo de C no solo sob gramíneas, a recuperação de pastagens degradadas é apontada como uma forma de mitigar as emissões de GEE (Braz et al., 2013).

Com o intuito de reduzir as emissões de GEE do setor agrícola, o governo brasileiro lançou em 2010 o Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono) (Brasil, 2012). Uma das principais ações desse plano é a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagem até 2020. Em 2015, através da NDC (Contribuição Nacionalmente Determinada) (Brasil, 2015), o governo brasileiro propôs reduzir as emissões de GEE em 43% dos níveis de 2005, até 2030. Para alcançar essa meta, o setor agrícola tem fundamental importância, uma vez que é o principal emissor. Assim, uma das metas é fortalecimento do Plano ABC, propondo a recuperação de mais 15 milhões de ha de pastagens degradadas até 2030. Dessa forma, o Brasil propõe a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagem até 2020, e a recuperação de mais 15 milhões entre 2020 e 2030.

Alguns estudos já avaliaram o impacto da conversação da vegetação nativa em pastagens e dos diferentes manejos das pastagens no estoque de C no solo (Assad et al., 2013; Fujisaki et al., 2015; Maia et al., 2009). Contudo, nenhum deles chegou a abranger todo o Brasil e nem avaliou o impacto da recuperação das pastagens no carbono no solo. Considerando que a adoção de diferentes manejos nas pastagens apresenta impactos diferentes no estoque de C no solo, temos a hipótese de que a recuperação de pastagens degradadas aumenta o estoque de C no solo. Por

isso, os objetivos desse estudo foram reunir e organizar as informações e avaliar utilizando meta-análise os efeitos do manejo de pastagens nos estoques de C nos solos no Brasil.

2.2. Material e métodos

2.2.1. Revisão sistemática e seleção de dados

Foram compilados dados da literatura que avaliaram os estoques de C nos solos sob pastagens em diferentes *status*. A coleta de dados foi realizada de julho de 2016 a agosto de 2017 através do levantamento de artigos e teses que avaliaram estoques de C nos solos sob pastagens e vegetação nativa. A busca foi realizada nas bases de dados Web of Science, Scielo e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações utilizando a combinação das palavras ‘soil carbon stock’, ‘pasture’ e ‘Brazil’. Devido ao pequeno número de artigos encontrados, foram incluídas mais três palavras-chave: ‘tropical weather’, ‘organic matter’ e ‘agriculture’. Na segunda pesquisa foram encontrados mais de mil artigos em inglês, português e espanhol, publicados a partir de 1989. Os critérios para inclusão dos estudos foram: 1. avaliar pelos menos uma área de pastagem e uma vegetação nativa de referência; 2. As áreas de pastagens serem localizadas no Brasil; 3. avaliar o estoque de C nos solos sob pastagem e vegetação nativa ou ter as informações necessárias para o cálculo do estoque de C; 4. ter avaliado os estoques de C em pelo menos uma das seguintes profundidades: 0-10, 0-20, 0-30 ou 0-100 cm. Foram incluídos nesse estudo 50 artigos e 12 teses (Apêndice A) que atenderam aos critérios de seleção. Nos estudos em que não foi realizada a correção dos estoques de C para a mesma massa de solo, esses foram recalculados através do ajuste de massa proposto por Ellert e Bettany (1995). Além das informações sobre o estoque de C nos solos, foram registrados, latitude, longitude, textura do solo, tempo de implantação da pastagem, temperatura média anual, precipitação média anual, práticas de manejos adotadas, entre outras. Quando houve duplicidade dos resultados (mais de um artigo ou tese com resultados do estoque de C do mesmo local) foi mantido o dado que apresentava maior quantidade de informações complementares.

Após o primeiro levantamento de dados foram identificadas áreas prioritárias para avaliar as alterações de estoque de C em pastagens. Nos estados do Tocantins e do Mato Grosso foram realizadas amostragens de solo pois no primeiro não haviam estudos que avaliassem o estoque de C nos solos sob pastagens e o Mato Grosso apresentou poucos estudos apesar de compreender 15% do total de pastagens do Brasil (IBGE, 2006). Foram amostradas oito cronossequências de vegetação nativa, pastagem degradadas e pastagem recuperadas, quatro em Mato Grosso e quatro em Tocantins. Foram determinados o teor de C no solo por combustão seca utilizando um analisador elementar (TruSpec CN LECO®). Foram calculados os estoques de C nas profundidades 0-10, 0-20, 0-30 e 0-100 cm, sendo realizado o ajuste de massa proposto por Ellert and Bettany (1995).

2.2.2. Definição do status das pastagens, das classes texturais do solo e dos biomas

Para entender a dinâmica da Matéria Orgânica do Solo (MOS) e o impacto do manejo adotado nas pastagens sobre os estoques de C no solo, no momento da inclusão das informações no banco de dados, as pastagens foram classificadas de acordo com seu status como degradada, nominais e melhorada conforme Maia et al. (2009). Foram consideradas pastagens nominais aquelas que receberam o manejo típico, ou seja, após a implantação

das pastagens a única prática manejo adota foi o controle da taxa de lotação animal, assim, as mesmas não apresentaram diminuição da produtividade. As pastagens foram consideradas degradadas quando receberam o manejo típico, porém, sem o controle da lotação animal, havendo, com o tempo, queda da produtividade e da capacidade de suporte dos animais, apresentando-se com infestação de plantas espontâneas e/ou porções de solo descoberto. As pastagens melhoradas são aquelas que desde a implantação receberam um manejo sustentável, com moderada pressão de pastagem, e que receberam pelo menos uma melhoria, como fertilização, calagem, irrigação, consórcio com leguminosas, plantio de variedades mais produtivas de gramíneas, entre outras. Além da classificação sugerida por Maia et al. (2009), nesse estudo foi incluso o status pastagem recuperada. Foram inclusos nessa classificação as pastagens degradadas que foram recuperadas ou renovadas e após a implantação foram adotadas boas práticas de manejo como as citadas acima.

Os solos sob pastagens e vegetação nativa foram classificados de acordo com o teor de argila como solos de textura arenosa, média, argilosa e muito argilosa (Embrapa, 2013). Solos arenosos apresentam teor de argila menor que 149 g kg^{-1} , solos de textura média apresentam teor de argila variando de 150 a 349 g kg^{-1} , os solos argilosos contêm de 350 a 599 g kg^{-1} de argila, os muitos argilosos apresentam teor de argila maior que 600 g kg^{-1} .

De acordo com a localização das áreas de pastagens e vegetação nativa, foram determinados os biomas em que estavam inseridos. O Brasil apresenta 6 grandes Biomas denominados Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (MMA, 2018). A Amazônia é o maior bioma do Brasil: num território de 4,196.943 milhões de km^2 (IBGE, 2018). Apresenta clima quente e úmido e a vegetação é caracterizada por florestas densas. O Cerrado abrange 22% do território nacional e é a savana brasileira, apresenta clima quente e húmido. O Cerrado apresenta um gradiente de vegetação que vai do completamente aberto (onde predomina gramíneas) ao cerrado denso ou Cerradão. A Caatinga ocupa uma área de cerca de 844.453 km^2 , é uma vegetação típica de clima semiárido com plantas xenofóbicas. A Mata Atlântica ocupa a faixa litorânea de norte ao sul do país que corresponde a 15% do território nacional. O clima predominante é tropical-úmido com altas temperaturas e índice pluviométrico e a vegetação nativa é formada por um conjunto de formações florestais (Florestas: Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual e Ombrófila Aberta) e ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude.

O Pampas está restrito ao estado do Rio Grande do Sul, onde ocupa uma área de 176.496 km^2 . O clima é subtropical e a vegetal nativa é marcada pela presença de gramíneas, plantas rasteiras, arbustos e árvores de pequeno porte. O Pantanal é o menor bioma brasileiro, mas é considerado uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta. O clima predominante é tropical continental com altas temperaturas e chuvas, de verão chuvoso e inverno seco. A vegetação pantaneira, dependendo da altitude, envolve as gramíneas, árvores de médio porte, plantas rasteiras e arbustos.

2.2.3. Determinação dos fatores de manejo e taxa de variação do C nos solos sobre pastagens

A partir dos dados, foram calculados os fatores de manejo das pastagens no Brasil, como proposto por Ogle et al., (2004). Essa metodologia baseia-se na integração do manejo para os primeiros 30 cm do solo após 20 anos de mudança de uso da terra ou de mudança de manejo. O cálculo consiste na razão entre o estoque de C do solo no manejo atual e o estoque de C do solo no manejo anterior. O solo sob vegetação nativa foi considerado

referência para os cálculos do fator nos solos sob pastagens degradadas, nominais e melhoradas, enquanto o fator de manejo da pastagem recuperada foi a pastagem degradada. Por isso, apenas uma parte do banco de dados foi utilizado para o cálculo dos fatores de manejos, uma vez que deveria está claro no artigo o uso anterior da terra antes das pastagens. As incertezas foram estimadas a partir do desvio padrão para o valor do fator de manejo. As análises foram realizadas utilizando o software SPLUS 8.0 (Insightful Corporation, Seattle, Washington). A taxa de variação (acúmulo ou perda) de C no solo foi calculada seguindo o método proposto por Maia et al., (2013), que calcula a taxa de variação do estoque de C no solo ajustada aos fatores de manejo, considerando um período de 20 anos. O cálculo foi efetuado conforme a equação 1.

$$\Delta C = [(C_{ref} \times FM) - C_{ref}] / T \quad (1)$$

Em que: ΔC = variação de estoque de C no solo após a mudança de uso da terra ($Mg \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); C_{ref} = estoque de C no solo de referência ($Mg \text{ ha}^{-1}$); FM = fator de mudança do uso da terra atual; T = tempo desde a mudança de uso da terra (anos).

2.2.4. Forma de comparação do estoque de C no solo e meta-análise

Do total de dados utilizados nesse estudo, pouco mais de 10% relataram alguma medida de estatística descritiva. Embora grande parte dos dados tenha sido acompanhada de descrições de projeto experimental, incluindo número de tratamentos e repetições, a maioria relatou apenas as médias e se as diferenças entre os tratamentos eram significativas. A avaliação da diferença do estoque de C no solo sob pastagem e vegetação nativa foi realizada através do logaritmo natural da variável resposta, métrica bastante utilizada em meta-análises (Hedges et al., 1999; Seufert et al., 2012). A variável resposta foi calculada como a razão entre o estoque de C do solo sob pastagem e o estoque de C vegetação nativa. O efeito foi considerado significativo, a 5% se seu intervalo de confiança construído via bootstrap não-paramétrico não sobrepôs o valor 1,0 após retransformação para a escala original da razão de resposta. Os intervalos de confiança foram apresentados em forest plots. Todas as análises foram realizadas com o ambiente R de computação estatística. Meta-análises categóricas foram realizadas para estudar o efeito de grupos de observações. Inicialmente, realizou a meta-análise categórica profundidade. Posteriormente, foi realizado o desdobramento do efeito do bioma, da textura do solo e do status das pastagens (degradadas, nominais, recuperadas e melhoradas) em diferentes profundidades.

2.3. Resultados

2.3.1. Distribuição dos dados levantados

Entre os estudos selecionados, 58 avaliaram mais de uma área de pastagens e/ou apresentaram dados de estoque de C em diferentes profundidades do solo (0-10, 0-20, 0-30 e 0-100 cm), totalizando assim 582 pares de dados. Os estudos selecionados avaliaram o estoque de C nos solos sob pastagens em 15 estados e no Distrito Federal (Figura 1). A maioria dos estudos (39%) foram implantados na região Centro-Oeste do Brasil, que

compreende 37% das pastagens (IBGE, 2006), seguidos pelas regiões Norte (33%) e Sudeste (19%), essas regiões possuindo 17% do total de pastagens cada. O Nordeste, apesar de possuir 19% da área total de pastagens, teve apenas 4 locais avaliados (5%), enquanto no Sul 3 locais foram avaliados (4%), sendo que esta região possui 10% do total de pastagens.

Figura 1. Distribuição dos estudos selecionados para a meta-análise no território nacional

Fonte: Elaborado pela autora

Devido ao amplo território, os estudos foram conduzidos em locais de diferentes condições ambientais (Tabela 1). Dessa forma, presume-se que a coleta de dados foi eficiente para retratar as mais diversas condições ambientais encontradas no país. Os dados coletados abrangem estudos em todos os biomas, sendo que a maioria está localizada no Cerrado ($n = 312$) e na Amazônia ($n = 206$). A Caatinga foi o bioma com menor representatividade ($n = 3$) (Tabela 2).

Tabela 1. Sumário das variáveis ambientais avaliadas nos estudos selecionados para meta-análise.

Variáveis	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
Temperatura média anual (°C)	24,0	24	16,3	32
Precipitação média anual (mm)	1716	1628	1100	2677
Altitude (m)	470	356	0	1200

Fonte: Elaborado pela autora

Dos 583 pares de dados selecionados, 186 se referem à camada 0-30 cm do solo (Tabela 2). Essa é a camada do solo indicada pelo IPCC na qual ocorrem majoritariamente as mudanças no C, por isso é a mais frequentemente avaliada. 173 pares de dados avaliaram os estoques de C apenas até 10 cm de profundidade e, 152 avaliaram até 20 cm. Apenas 72 pontos de avaliação dispunham de informações referentes aos estoques de C do solo

até 100 cm de profundidade (Tabela 2). As pastagens melhoradas e degradadas foram as mais frequentes nos estudos enquanto as pastagens nominais corresponderam a apenas 5% das pastagens avaliadas (Tabela 2). As pastagens, em 40% dos dados, estavam implantadas sob solo de textura média, enquanto os solos arenosos foram os menos utilizados sob pastagens (8%).

Tabela 2. Sumário da distribuição dos dados selecionados para a meta-análise de acordo com a profundidade do solo, bioma e status das pastagens.

Profundidade (m)	Total	Biomas					
		Amazônia	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica	Pampas	Pantanal
0,1	173	65 (38%)	1 (1%)	84 (49%)	11 (6%)	9 (5%)	3 (2%)
0,2	152	51 (34%)	1 (1%)	81 (53%)	11 (7%)	5 (3%)	3 (2%)
0,3	186	79 (43%)	1 (1%)	91 (49%)	15 (8%)	-	-
1	72	11 (15%)	-	56 (78%)	5 (7%)	-	-
Total	583	206 (35%)	3 (1%)	320 (54%)	42 (7%)	14 (2%)	6 (1%)
Profundidade (m)	Total	Status das Pastagens				Melhorada	
		Degradada	Recuperada	Nominal			
0,1	124	39 (31%)	30 (24%)	3 (2%)		52 (42%)	
0,2	118	38 (32%)	31 (26%)	3 (3%)		46 (39%)	
0,3	144	45 (31%)	33 (23%)	16 (11%)		50 (35%)	
1	63	17 (27%)	25 (40%)	-		21 (33%)	
Total	449	139 (31%)	119 (27%)	22 (5%)		169 (38%)	
Profundidade (m)	Total	Textura				Muito argilosa	
		Arenosa	Média	Argilosa			
0,1	173	16 (9%)	77 (45%)	38 (22%)		42 (24%)	
0,2	153	11 (7%)	59 (39%)	41 (27%)		42 (27%)	
0,3	148	14 (9%)	64 (43%)	37 (25%)		33 (22%)	
1	68	5 (8%)	16 (24%)	22 (32%)		25 (37%)	
Total	542	46 (8%)	216 (40%)	138 (25%)		142 (26%)	

Fonte: Elaborado pela autora

2.3.2. Variação dos estoques de C nos solos após a conversão da vegetação nativa em pastagem

Considerando todo o conjunto de dados ($n = 582$), o valor médio da razão de resposta foi de 0,99, com intervalo bootstrap de 95% e confiança de 0,97 a 1,02, indicando que o estoque de C no solo sobre as pastagens e a vegetação nativa são semelhantes. A Figura 2 permite identificar o efeito de diferentes profundidades (0,1, 0,2, 0,3 e 1 m) sobre a variável resposta. Apenas quando considerado o estoque de C no solo até 1 m, a variável resposta foi superior a 1, indicando um aumento no estoque de C nas pastagens em relação a vegetação nativa. Contudo, para todas as profundidades avaliadas, o estoque de C das pastagens foi estatisticamente semelhante ao da vegetação nativa.

Ao estudar a relação da profundidade com os diferentes biomas (Figura 3), observamos que nas primeiras profundidades (0,1 e 0,2 m; Figura 3A e 3B), houve estudos que avaliaram o estoque de C em solos sob pastagens em todos os biomas. Contudo, na profundidade de 0,3 m, avaliaram o estoque de C em pastagens apenas nos biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, enquanto a 1 m de profundidade os biomas Caatinga, Pampas e Pantanal não apresentaram nenhum estudo. A Amazônia apresenta estoque de C no solo sob pastagens superior à vegetação nativa, contudo, diferenças estatísticas ocorreram apenas nas profundidades de 0,1 e 0,3 m (Figura 3). A Caatinga, a Mata Atlântica e Pantanal apresentaram redução no estoque de C no solo sob pastagem, enquanto no Pampas os estoques foram sempre semelhantes. No Cerrado, a variável resposta foi superior a 1 apenas quando considerado a profundidade a 1 m.

Figura 2. Efeito da profundidade sobre a razão do estoque de carbono no solo sob pastagens e vegetação nativa. Os valores representam a média do tamanho do efeito (razão) com intervalos bootstrap de 95% de confiança. O número de observações em cada categoria é apresentado entre parênteses. A linha tracejada representa a razão média ao longo de todos os estudos.

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 3. Efeito do bioma sobre a razão do estoque de carbono no solo sob pastagens e vegetação nativa, nas profundidades de 0,10 m (A), 0,20 m (B), 0,3 (C) e 1 m (D). Os valores representam a média do tamanho do efeito (razão) com intervalos bootstrap de 95% de confiança. O número de observações em cada categoria é apresentado entre parênteses. A linha tracejada representa a razão média ao longo de todos os estudos.

Fonte: Elaborado pela autora

A magnitude dos estoques de C no solo sob pastagem diferiu entre os biomas. Considerando o solo até 0,1 m, o Pampas apresentou maior estoque de C ($30,82 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido pela Amazônia ($23,12 \text{ Mg ha}^{-1}$), Cerrado ($22,32 \text{ Mg ha}^{-1}$), Mata Atlântica ($17,14 \text{ Mg ha}^{-1}$), Pantanal ($11,71 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Caatinga ($10,29 \text{ Mg ha}^{-1}$). Porém, considerando 0,3 m, o Cerrado apresentou os maiores estoques de C no solo sob pastagem ($53,26 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguido pela Mata Atlântica ($45,63 \text{ Mg ha}^{-1}$), Amazônia ($44,80 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Caatinga ($24,73 \text{ Mg ha}^{-1}$).

O estoque de C no solo variou de acordo com a textura do solo (Figura 4). Nos solos de textura arenosa não houve diferença significativa entre os estoques de C no solo sob pastagem e sob vegetação nativa. Enquanto nos solos de textura argilosa e muito argilosa a diferença ocorreu apenas na camada inicial do solo, sendo o estoque de C maior na vegetação nativa. Os estoques de C no solo sob pastagens foram sempre superiores ao da vegetação nativa quando o solo apresentava textura média em todas as profundidades. O estoque de C aumentou de acordo com o aumento do teor de argila no solo, considerando o solo até 1m de profundidade os estoques de C foram de 56,39, 109,95, 115,52 e 130,78 Mg ha⁻¹ para os solos de textura arenosa, média, argilosa e muito argilosa, respectivamente.

Figura 4. Efeito da textura do solo sobre a razão do estoque de carbono no solo sob pastagens e vegetação nativa nas profundidades de 0,10 m (A), 0,20 m (B), 0,3 (C) e 1 m (D). Os valores representam a média do tamanho do efeito (razão) com intervalos bootstrap de 95% de confiança. O número de observações em cada categoria é apresentado entre parênteses. A linha tracejada representa a razão média ao longo de todos os estudos.

Fonte: Elaborado pela autora

Avaliar a relação ao *status* das pastagens (degradadas, nominais, recuperadas e melhoradas), percebe-se que as pastagens degradadas e as melhoradas apresentam uma redução no estoque de C no solo em relação à vegetação nativa, enquanto nas pastagens nominais e recuperadas ocorreu um aumento. Esse mesmo compartimento foi observado ao realizar o desdobramento do *status* das pastagens em diferentes profundidades (Figura 5).

Na tabela 3 são apresentados os estoques de C no solo sob pastagens e vegetação nativas em diferentes profundidades. As pastagens degradadas apresentaram estoque de C de 48,5 Mg ha⁻¹, 10,9% menor do que a vegetação nativa, por sua vez, as pastagens melhoradas o estoque foi de 45 Mg ha⁻¹, redução de 6,2%. As pastagens nominais e recuperadas apresentaram estoque de C no solo 67,5 e 57,8 Mg ha⁻¹, respectivamente, 6,7 e 17,1% maior

do que a vegetação nativa. As maiores diferenças entre o estoque de C no solo sob vegetação nativa e pastagens ocorreram nos primeiros 0,3 m de profundidade (Tabela 3).

Figura 5. Efeito do status das pastagens sobre a razão do estoque de carbono no solo sob pastagens e vegetação nativa nas profundidades de 0,10 m (A), 0,20 m (B), 0,3 (C) e 1 m (D). Os valores representam a média do tamanho do efeito (razão) com intervalos bootstrap de 95% de confiança. O número de observações em cada categoria é apresentado entre parênteses. A linha tracejada representa a razão média ao longo de todos os estudos.

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 3. Diferença entre os estoques de carbono (C) no solo sob vegetação nativa (VN) e diferentes *status* de pastagens no Brasil e nos diferentes biomas, na profundidade de 0-30 cm. Comparação realizada com a média do estoque de C na vegetação nativa pareado com os *status* da pastagem. As áreas avaliadas referem-se à vegetação nativa (VN), pastagem degradada (PD), pastagem recuperada (PR), pastagem nominal (PN) e pastagem melhorada (PM)

Área	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)			Área	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)		
	Vegetação nativa	Pastagem	Diferença		Vegetação nativa	Pastagem	Diferença
<i>0,1 m</i>				<i>0,2 m</i>			
Degradada	22,89	19,28	-3,61(-15,8%)	Degradada	37,50	33,90	-3,60(-9,6%)
Nominal	28,53	31,02	2,49(8,7%)	Nominal	47,84	53,31	5,47(11,4%)
Melhorada	27,75	25,11	-2,64(9,5%)	Melhorada	50,00	45,00	-5,00(-10,0%)
Recuperada	18,58	23,26	4,68(25,2%)	Recuperada	31,20	39,60	8,40(26,9%)
<i>0,3 m</i>				<i>1,0 m</i>			
Degradada	49,11	42,81	-6,30(-12,8%)	Degradada	103,79	98,20	-5,59(-5,4%)
Nominal	50,78	50,75	-0,03(-0,1%)	Nominal	-	-	-
Melhorada	65,43	61,44	-4,00(-6,1%)	Melhorada	137,53	138,45	0,92(0,7%)
Recuperada	45,35	47,27	1,92(4,2%)	Recuperada	107,16	120,09	12,93(12,1%)

Fonte: Elaborado pela autora

2.3.3. Fator de manejo das pastagens e taxa de variação

Os fatores de manejo do solo para as pastagens em diferentes idades e *status* no Brasil são apresentados nas figuras 6 e 7. Os fatores de manejo indicam se houve aumento ou diminuição nos estoques de C no solo após a adoção de determinado manejo. Assim, quando os valores são maiores que 1, indicam que houve aumento no estoque de C no solo. Por sua vez, valores menores que 1 indicam que houve diminuição do mesmo. Nas pastagens degradadas, os fatores de manejo diminuíram com o tempo de degradação, sendo $0,99 \pm 0,1$ para pastagens com 5 anos, chegando a $0,9 \pm 0,07$ aos 30 anos de idade (Figura 6). As pastagens nominais, melhoradas e recuperadas apresentaram fatores de manejo maiores que 1, independentemente do tempo de implantação, aumentando com a idade (Figuras 6 e 7). Os maiores fatores de manejo foram observados para as pastagens recuperadas, chegando até $1,23 \pm 0,2$ (Figura 7).

Figura 6. Fatores de manejo das pastagens degradadas, nominais, melhoradas e recuperadas com diferentes idades no Brasil. *A linha vertical é o fator de manejo de referência, sendo a vegetação nativa referência

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 7. Fatores de manejo das pastagens recuperadas com diferentes idades no Brasil. A linha vertical é o fator de manejo de referência, sendo a pastagem degradada referência;

Fonte: Elaborado pela autora

A partir dos fatores de manejo, foram calculadas as taxas de variação dos estoques de C no solo (Figuras 8 e 9). As pastagens degradadas apresentaram taxas de perdas de C do solo de $0,02$ a $0,24 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. As pastagens

mantidas em estado nominal aumentaram a taxa de acúmulo de C proporcionalmente ao aumento da idade, podendo chegar a $0,36 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em pastagens com 30 anos de implantação. As pastagens recuperadas apresentaram maiores taxas de acúmulo de C no solo. Mesmo após apenas 5 anos de recuperação, as pastagens acumularam C no solo com taxa média de $0,30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, chegando a $0,49 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em pastagens com 30 anos de recuperação (Figura 9).

Figura 8. Taxa de variação do carbono no solo sob pastagens degradadas, nominais e melhoradas com diferentes idades no Brasil.

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 9. Taxa de variação do carbono no solo sob pastagens recuperadas com diferentes idades no Brasil.

Fonte: Elaborado pela autora

2.3.4. Estimativas de acúmulo de carbono no solo devido à recuperação de pastagens degradadas previstas nas metas do governo brasileiro

Utilizando a taxa de acúmulo e/ou perda de C no solo para as pastagens degradadas e recuperadas, foram realizados exercícios simples de extrapolação dos resultados da alteração do estoque de C (Figura 10). O cumprimento da meta prevista no plano ABC (recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens) proporcionará

um potencial acúmulo de 6 Tg ano^{-1} de C no solo, enquanto que se o país deixar de recuperar esses 15 milhões de hectares de pastagens, haverá perda de $2,1 \text{ Tg ano}^{-1}$ de C. Por outro lado, o cumprimento da meta do plano ABC e do NDC juntos (recuperação de 30 milhões de hectares), resultará no acúmulo de 12 Tg ano^{-1} de C no solo. Se essas pastagens não forem recuperadas, ocorrerá uma perda de $4,2 \text{ Tg ano}^{-1}$ de C. Assim, além de evitar emissões de C para a atmosfera, a recuperação das pastagens proporcionará o acúmulo de C no solo líquido de $16,2 \text{ Tg ano}^{-1}$.

Figura 10. Estimativa de perda ou acúmulo de carbono no solo sob pastagens degradadas e recuperadas com diferentes idades no Brasil.

Fonte: Elaborado pela autora

2.4. Discussão

Diversos estudos comprovam que quando submetidas a boas práticas de manejos as pastagens proporcionam a manutenção ou até mesmo o aumento dos estoques de C no solo (Conant et al. 2001; Assad et al., 2013; Fujisaki et al., 2015; Maia et al., 2009). Porém, majoritariamente, os trabalhos concentram-se nos primeiros 0,3 m de solo por ser a região de atuação das práticas que revolvem o solo (aração, gradagem etc), bem como, pela concentração do sistema radicular das gramíneas nas camadas mais superficiais do solo. A laboriosidade da amostragem do solo até 1 m de profundidade certamente é um fator que contribui para esse cenário. Todavia, ao incluir estudos até 1 m de profundidade, observa-se a tendência de aumento do estoque de C no solo sob pastagens (Figura 2), enquanto nos primeiros 0,3 m a tendência era de redução do estoque de C. O sistema radicular das gramíneas plantadas nas pastagens do Brasil (ex.: *Brachiaria* spp., *Panicum* spp., entre outras) é robusto, e apesar de se concentrar 75% nos primeiros 30 cm do solo, alcança elevadas profundidades quando bem desenvolvido (Stumpf et al., 2016). Assim, este é fonte importante de C para o solo através dos exsudatos das raízes e da decomposição das raízes mortas, quando ocorre renovação do sistema radicular. Esse acréscimo de C ocorre em profundidades maiores que 30 cm. Quando estudamos o solo como um sumidouro do CO_2 proveniente da atmosfera é importante estudos em profundidades maiores uma vez que o estoque de C no solo nas profundidades de 0,1, 0,2 e 0,3 representam, respectivamente, 19, 34 e 42% do estoque de C até 1m. Dessa forma, deve-se considerar profundidades maiores ao se estudar as alterações dos estoques de C no solo sob pastagens.

Via de regra, a conversão em pastagem levou a redução dos estoques de C no solo no Brasil, exceto, na Amazônia e no Pampas (Figura 3). A vegetação nativa no Pampas é composta por gramíneas, plantas rasteiras, arbustos e árvores de pequeno porte (MMA, 2018), muitas vezes utilizados como pasto natural. Assim, a conversão para pastagens que, majoritariamente, são cultivadas com gramíneas, não acarreta em grandes mudanças no padrão de entrada e saída de C no sistema. Na Amazônia, houve aumento no estoque de C no solo após a conversão da vegetação nativa em pastagem (Figura 3), assim como citado por Fujisaki et al. (2015). Contudo, esse resultado deve ser analisado com cuidado, uma vez que, o aumento do estoque de C no solo sob pastagens na Amazônia está relacionado ao desmatamento da Floresta Amazônica. O principal reservatório de C na Amazônia é a biomassa das florestas contendo de 76 a 106 Mg ha⁻¹ (Cerri et al., 1996). Segundo Cederberg et al. (2011), o desmatamento de floresta para implantação de pastagem na Amazônia Legal é responsável pelas emissões de 612 kg de CO₂ equivalente ha⁻¹.

O estoque de C no solo é influenciado pela textura do solo aumentando com o incremento do teor de argila no solo (Santos et al., 2016). As argilas apresentam tamanho coloidal e possuem maior superfície específica que as demais partículas do solo. Dessa forma, ocorre uma maior interação entre a MOS e as argilas, conferindo maior estabilidade e consequente proteção química e/ou física à ação de microrganismos (Durigan et al., 2017). Nos primeiros 0,2 m dos solos que apresentaram textura argilosa ou muito argilosa, a redução dos estoques de C no solo sob pastagem (Figura 4), provavelmente, está ligada a quebra dos agregados do solo ao se fazer o preparo do solo expondo a MOS a ação dos microrganismos. A MOS é um dos principais responsáveis pela agregação do solo e estabilidade dos agregados (Calonego et al., 2012). Solos de textura média apresentaram aumento do estoque de C em pastagem para todas as profundidades avaliadas (Figura 4). Solos dessa textura apresentam um teor intermediário de argila, associado ao sistema radicular fasciculado das gramíneas, contribuem para o aumento do estoque de C no solo. Em média, as pastagens em solo de textura média apresentaram aumento de 12,3% no estoque de C em relação a vegetação nativa.

A degradação das pastagens resulta na diminuição dos estoques de C no solo em todas as profundidades avaliadas (Figura 5, Tabela 3). A degradação das pastagens pode ocorrer devido ao manejo extensivo adotado na maioria das propriedades pecuaristas, que em geral contempla pouca ou nenhuma prática de manejo (Araújo et al., 2011; Mazzetto et al., 2015). Dias-Filho (2014) estimou que de 50 a 70% das pastagens situadas no Brasil apresentem algum grau de degradação. Esse mesmo autor caracteriza os dois extremos da degradação como degradação agrícola e biológica (Dias-Filho, 2011). Na degradação agrícola, ocorre o aumento da infestação de plantas invasoras e a diminuição da capacidade de suporte da pastagem. Esse tipo de degradação é mais comum em pastagens formadas em regiões onde o período seco não seja tão severo e que tiveram problemas na implantação, bem como as que sofrem com ataques de pragas e doenças (Dias-Filho, 2011). Na degradação biológica, ocorre a diminuição da vegetação da área devido ao drástico empobrecimento do solo, sendo a gramínea plantada substituída por espécies de baixa produtividade e pouco exigentes em fertilidade do solo, ou até mesmo tornando o solo desnudo. Pastagem com frequentes queimadas ou submetidas a longos períodos de superpastejo são mais suscetíveis à degradação biológica (Dias-Filho, 2011; 2014).

Pastagens com degradação biológica, normalmente, há diminuição de estoque de C. Magalhães et al. (2013), em estudo com pastagens degradadas mostram que houve a redução de 0,41 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no estoque de C no solo. Contudo, essas perdas de C no solo sob pastagens degradadas podem chegar até 2,01 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C (Guareschi et al. 2012). Nesse estudo, em média, as pastagens degradadas apresentaram uma redução de 11% no estoque de C do solo em relação a vegetação nativa (Tabela 3). Considerando que o Brasil possui 172 milhões de ha

de pastagem e que 50% delas estão degradadas (Dias-Filho, 2014; IBGE, 2006) e que as pastagens degradadas apresentem $6,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C a menos do que a vegetação nativa para a camada de 0-30 cm de profundidade (Tabela 3), estima-se que a degradação das pastagens acarreta na perda de 542 Tg de C no solo.

As pastagens nominais proporcionaram aumento dos estoques de C no solo no Brasil na ordem de 7% (Tabela 3). Porém, ao analisar os fatores de manejo (Figura 6), percebe-se que o aumento do estoque de C no solo só é significativamente diferente após 15 anos de implantação. Estima-se que o estoque de C nos solos sob pastagens nominais aumente $0,26 \pm 0,07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Maia et al., (2009) estimaram que as pastagens nominais em latossolos reduziria o estoque de C no solo com taxa de $-0,03 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto nos demais solos, houve aumento de $0,72 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C.

As pastagens permanentes, quando bem manejadas, apresentam robusto sistema radicular, com rápida ciclagem e pouco ou nenhum movimento do solo, proporcionando a manutenção ou até mesmo o aumento dos estoques de C no solo (Durigan et al., 2017; Mazzetto et al., 2015; Oliveira et al., 2016a). Todavia, as pastagens melhoradas no Brasil apresentaram redução dos estoques de C no solo (Tabela 3; Figura 5). Um ponto determinante é a falta de conhecimento sobre o histórico do uso da terra dos solos sob as pastagens. Apesar de boa parte das pastagens no Brasil serem o primeiro uso da terra após a conversão da vegetação nativa, isso nem sempre acontece, podendo ter ocorrido um uso da terra anterior que diminuiu seus estoques de C, e esse efeito está sendo contabilizado na pastagem. Outro fator a ser considerado é o tempo de implantação do uso da terra, pois nos primeiros anos após a implantação das pastagens o estoque de C do solo tende a diminuir (Araújo et al., 2011); assim, podem estar sendo consideradas pastagens que ainda não atingiram o equilíbrio dinâmico. Ao calcular o fator de manejo das pastagens melhoradas, cujo uso da terra anterior era comprovadamente a vegetação nativa, os resultados apontam para leve aumento no estoque de C nos solos sob as pastagens de 2 a 5%, com taxa média anual de ganho de C de $0,08 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, porém sem diferença significativa (Figuras 6 e 8).

A recuperação das pastagens, associada a um bom manejo, permite a elevação dos estoques de C do solo e consequente mitigação das emissões de GEE (Braz et al., 2013; Oliveira et al., 2016a). No Brasil, a recuperação das pastagens degradadas mostrou ser uma prática que resulta no aumento do estoque de C no solo a níveis superiores aos encontrados na pastagem degradada (Figuras 7 e 9). Contudo, a metodologia proposta por Maia et al. (2013) e outras propostas anteriormente, não levam em consideração a capacidade finita dos solos em armazenar C no solo. Ao analisar as taxas de variação do C no solo (Figuras 8 e 9), fica a impressão de que com o aumento da idade da pastagem ocorre o aumento contínuo dos ganhos ou perdas de C no solo. Contudo, o acúmulo ou perda de C acontece até o estabelecimento de um novo equilíbrio dinâmico no sistema, onde as entradas e saídas de C são equivalentes (Cerri et al., 2017).

Por meio do Plano ABC e da iNDC, o Brasil propôs recuperar 30 milhões de hectares de pastagens degradadas num período de 18 anos (2012 a 2030) (Brasil, 2012; 2015). Considerando a taxa de acúmulo de C para pastagens recuperadas com 20 anos ($0,40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, Figura 9), o cumprimento da meta do iNDC resultará no acúmulo de $12 \text{ Tg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; porém, se apenas 75% da meta for atingida, o aumento de C será de $9 \text{ Tg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. De acordo com Brunes e Couto (2017), na produção de bovinos as fontes de CH_4 são a fermentação entérica. Assim, o CH_4 é oriundo das fezes e o N_2O é emitido pela urina e pelas fezes dos bovinos, bem como pelo uso de fertilizantes. Também ocorrem emissões provenientes das atividades agrícolas, desde a fabricação, transporte até a distribuição dos insumos. Os autores simularam as emissões de CO_2 equivalentes (Tabela 4) numa propriedade de 522,4 hectares, com a produtividade média brasileira (aproximadamente 50% das pastagens degradadas), e com a melhoria da pastagem (utilização de manejo adequado de pastagem, com suplementação da alimentação). Dessa forma,

considerando que as pastagens melhoradas emitem $0,15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de CO_2 , os 30 milhões de hectares sequestrariam $0,36 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C, totalizando $10,8 \text{ Tg ha}^{-1}$ de C sequestrado.

Tabela 4. Emissões de CO_2 equivalentes em fazendas de gado de corte.

Tipo de manejo	UA	$\text{CO}_2 \text{ ano}^{-1}$ $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	$\text{CO}_2 \text{ animal}^{-1}$ kg UA^{-1}	$\text{CO}_2 \text{ carcaça}$ kg kg^{-1}
Média brasileira	0,9	0,08	259,02	7,63
Sistema melhoria da pastagem	3	0,15	99,83	0,81

Fonte: Adaptado de Brunes e Couto, 2017.

Apesar da intensificação da pecuária aumentar a emissão de GEE, pastagens bem manejadas aumentam a lotação animal e reduzem o tempo para o abate, reduzindo a pegada de C da pecuária (Brunes e Couto, 2017). Dessa forma, a recuperação das pastagens, acompanhada da intensificação da produção, são práticas eficientes de sequestro de C e mitigação das emissões de GEE.

2.5. Conclusões

A conversão da vegetação nativa em pastagem tendem a diminuir os estoques de C nos solos nas camadas superficiais do solo (até 0,3 m), contudo, apresenta um leve aumento na profundidade de 1 m for considerada, evidenciando a necessidade de se estudar as alterações no estoque de C em profundidades maiores do que 0,3 m. Quando avaliado as alterações no estoque de C no solo sob pastagens em diferentes biomas percebe-se que o Pantanal foi o Bioma que sofreu o maior impacto com essa conversão, enquanto na Amazônia houve aumento do estoque de C no solo, mas também houve perda do C da biomassa da floresta nesse bioma após o desmatamento. Os solos de textura média ($150 \text{ a } 349 \text{ g kg}^{-1}$) apresentam os maiores aumentos no estoque de C no solo após a implantação da pastagem. A degradação da pastagem acarreta no decréscimo de 10,9% no estoque de C em relação a vegetação nativa, com taxa de variação anual de $-0,14 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C, para pastagem de 15 a 20 anos chegando a $-0,24 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C em pastagens com 30 anos. Por outro lado, a recuperação de áreas de pastagens degradadas, associada à pecuária mais intensiva, mostra-se uma prática capaz de mitigar as emissões de GEE. A taxa média de acúmulo do C nas pastagens recuperadas, tendo como referência a pastagem degradada, foi de $0,40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C, para pastagens de 15 a 20 anos. O cumprimento da meta do governo brasileiro de recuperar 30 milhões de hectares de pastagens proporcionará acúmulo de $12 \text{ Tg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C.

Referências

- ARAÚJO, E. A. et al. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. *Acta amazônica*, v. 41, n. 1, 2011.
- ASSMANN, J. M. et al. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 52–59, 1 jun. 2014.

- BAPTISTA, R. B. IMPACTO DO SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO EM LATOSSOLO VERMELHO DE SANTO ANTÔNIO DE GOIÁS-GO. [s.l.] UFRRJ, 2012.
- BARRETO, A. C. et al. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 4, p. 1471–1478, ago. 2008.
- BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. H. G.; PEREIRA, W. E. Carbon and nitrogen stocks under different management systems in the Paraíba Serto. *African Journal of Agricultural Research*, v. 10, n. 3, p. 130–136, 15 jan. 2015.
- BERNOUX, M. et al. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronossequência de floresta tropical - pastagem de Paragominas. *Scientia Agricola*, v. 56, n. 4, p. 777–783, out. 1999.
- BRASIL. Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. 2012. Brasília.
- _____. Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima., 2015. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf>
- _____. Terceira comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das nações unidas sobre mudanças climáticas. (2016). Disponível em: <<http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706739/Volume+3.pdf/355d4a1e-9f3c-474a-982e-b4a63312813b>>. Acesso em: 27 dez. 2017.
- BRAZ, A. M. DE S.; FERNANDES, A. R.; ALLEONI, L. R. F. Soil attributes after the conversion from forest to pasture in Amazon. *Land Degradation & Development*, v. 24, n. 1, p. 33–38, 2013.
- BRAZ, S. P. et al. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914, 2013.
- BRÁZ, S. P. Produtividade de pastagens de *Brachiaria* nas regiões sudeste e centro-oeste do Brasil eo estoque de carbono e nitrogênio no solo. [s.l.] Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005.
- BRUNES, L. C.; COUTO, V. R. M. Archivos de zootecnia. *Archivos de Zootecnia*, v. 66, n. 254, p. 287–299, 15 abr. 2017.
- CALONEGO, J. C. et al. ESTOQUES DE CARBONO E PROPRIEDADES FÍSICAS DE SOLOS SUBMETIDOS A DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO 1. *Revista Caatinga*, v. 25, n. 2, p. 128–135, 2012.
- CARDOSO, E. L. et al. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 9, p. 1028–1035, set. 2010.
- CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos indicadores de qualidade em solos de cerrado no entorno do Parque Nacional das Emas, Goiás. *Bioscience Journal*, v. 29, n. 6, p. 1857–1868, 2013.
- CARVALHO, J. et al. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 183, p. 167–175, 15 jan. 2014.
- CARVALHO, J. L. N. et al. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 110, n. 1, p. 175–186, 2010.
- _____. Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado. Piracicaba: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 12 mar. 2010.
- CEDERBERG, C. et al. Including Carbon Emissions from Deforestation in the Carbon Footprint of Brazilian Beef. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 5, p. 1773–1779, mar. 2011.
- CERRI, C. E. P. et al. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. *Global Change Biology*, v. 10, n. 5, p. 815–832, 1 maio 2004.

- CERRI, C. C. et al. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 2593–2600, 20 jan. 2016.
- CERRI, C. C. et al. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia. In: ALVAREZ V.; FONTES, V. H. L. E. F.; FONTES, M. P. F. (Eds.). *O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado*. Viçosa: [s.n.], p. 61–69
- CHAVES, S. S. DE F. Dinâmica do carbono no solo sob diferentes usos da terra em Paragominas, PA. Piracicaba: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 8 abr. 2014.
- CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological applications*, v. 11, n. 2, p. 343–355, 2001.
- COOK, R. L. et al. Soil carbon stocks and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 324, p. 37–45, 2014.
- COSTA, O. V. et al. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 5, p. 1137–1145, out. 2009.
- COSTA JUNIOR, C. Estoque de carbono e nitrogênio e agregação do solo sob diferentes sistemas de manejo agrícola no Cerrado, em Rio Verde (GO). Piracicaba: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, maio 2008.
- ____. 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*, v. 35, n. 4, p. 1241–1252, ago. 2011.
- COUTINHO, R. P. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N_2O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 2, p. 195–203, fev. 2010.
- DEON, D. S. Mudança de uso da terra e impacto na matéria orgânica do solo em dois locais no Leste da Amazônia. Piracicaba: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 19 jun. 2013.
- DESJARDINS, T. et al. Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma*, v. 61, n. 1–2, p. 103–118, 1 fev. 1994.
- ____. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 103, n. 2, p. 365–373, 1 jul. 2004.
- DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), 2014.
- DIAS-FILHO, M. B. Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação. 4. ed. reimp. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2011. 215 p.
- DURIGAN, M. R. et al. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability*, v. 9, n. 3, p. 379, 2017.
- ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 75, n. 4, p. 529–538, 1995.
- FIGUEIREDO, C. C. et al. Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil. *Soil Research*, v. 51, n. 2, p. 133, 6 jun. 2013.
- FRANCO, A. L. C. et al. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 515, p. 30–38, 2015.
- FRAZÃO, L. A. Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo. Piracicaba: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 31 ago. 2007.

- FRAZÃO, L. A. et al. Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. *GCB Bioenergy*, v. 5, n. 4, p. 384–390, 1 jul. 2013.
- FREITAS, R. D. A. DE et al. Soil Organic Matter Quality in *Jatropha* spp. Plantations in Different Edaphoclimatic Conditions. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, v. 41, p. 18, 2017.
- FUJISAKI, K. et al. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Global change biology*, v. 21, n. 7, p. 2773–2786, 2015.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de Carbono e Nitrogênio e Fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado Goiano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 3, p. 909–920, jun. 2012.
- HEDGES, L. V., Gurevitch, J. & Curtis, P. S. The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80, 1150–1156 (1999).
- HUGHES, R. F.; KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L. Dynamics of Aboveground and Soil Carbon and Nitrogen Stocks and Cycling of Available Nitrogen along a Land-use Gradient in Rondônia, Brazil. *Ecosystems*, v. 5, n. 3, p. 244–259, abr. 2002.
- IBGE, I. B. DE G. E E. Censo Agropecuário. IBGE. Disponível, 2006.
- IBGE, (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Banco de Dados — Estados. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/panorama>>. Acesso em: 24 fev. 2018.
- IPCC, I. P. ON C. C. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. [s.l.] Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006.
- IPCC, 2013. Climate change 2013: the physical science basis. In STOCKER, TF; QIN, D; PLATTNER, G-K; TIGNOR, M; ALLEN, SK; BOSCHUNG, J; NAUELS, A; XIA, Y; BEX, V; MIDGLEY, PM editors. 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.
- JANTALIA, C. P. Estudo de sistemas de uso do solo e rotações de culturas em sistemas agrícolas brasileiros: dinâmica de nitrogênio e carbono no sistema solo-planta-atmosfera. [s.l.] Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005.
- JOHNSON, J. M. F. et al. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil and Tillage Research*, v. 83, n. 1, p. 73–94, 1 ago. 2005.
- KOUTIKA, L. et al. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, v. 76, n. 1–2, p. 87–112, 1 mar. 1997.
- LIMA, A. M. N. et al. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 3, p. 1053–1063, jun. 2008.
- LOSS, A. Dinâmica da matéria orgânica, fertilidade e agregação do solo em áreas sob diferentes sistemas de uso no Cerrado goiano. [s.l.] Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2011.
- MAGALHÃES, S. S. DE A. et al. Estoque de nutrientes sob diferentes sistemas de uso do solo de Colorado do Oeste-RO. *Acta amazônica*, v. 65, n. 431, p. 65–74, 2013.
- MAIA, S. M. F. et al. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, v. 149, n. 1, p. 84–91, 2009.
- MAQUERE, V. et al. Influence of land use (savanna, pasture, Eucalyptus plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *European Journal of Soil Science*, v. 59, n. 5, p. 863–877, 1 out. 2008.

- MARCHÃO, R. et al. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop–livestock management systems. *Soil and Tillage Research*, v. 103, n. 2, p. 442–450, 1 maio 2009.
- MARÍN-SPIOTTA, E.; SHARMA, S. Carbon storage in successional and plantation forest soils: a tropical analysis. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 1, p. 105–117, 1 jan. 2013.
- MARQUES, J. D. DE O. et al. DISTRIBUTION OF ORGANIC CARBON IN DIFFERENT SOIL FRACTIONS IN ECOSYSTEMS OF CENTRAL AMAZONIA. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 1, p. 232–242, fev. 2015.
- MAZZETTO, A. M. et al. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livestock Science*, v. 175, p. 101–112, 2015.
- MMA, M. DO MEIO AMBIENTE. Biomass. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomass>>. Acesso em: 28 fev. 2018.
- MORAES, J. F. L. DE et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the Western Brazilian Amazon Basin. *Acta Scientiarum*, v. 24, n. 5, p. 1369–1376, 2002.
- MÜLLER, M. M. . et al. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 103, n. 2, p. 279–288, 1 jul. 2004.
- NADAL-ROMERO, E. et al. How do soil organic carbon stocks change after cropland abandonment in Mediterranean humid mountain areas? *Science of the Total Environment*, v. 566, p. 741–752, 2016.
- NEILL, C. et al. SOIL CARBON AND NITROGEN STOCKS FOLLOWING FOREST CLEARING FOR PASTURE IN THE SOUTHWESTERN BRAZILIAN AMAZON. *Ecological Applications*, v. 7, n. 4, p. 1216–1225, 1 nov. 1997.
- NICOLOSO, R. DA S. Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavoura-pecuária sob sistema plantio direto. [s.l.] Universidade Federal de Santa Maria, 30 maio 2005.
- NUMATA, I. et al. Temporal nutrient variation in soil and vegetation of post-forest pastures as a function of soil order, pasture age, and management, Rondônia, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 118, n. 1–4, p. 159–172, 1 jan. 2007.
- OGLE, S.M., CONANT, R.T., PAUSTIAN, K., 2004. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. *Environmental Management* 33 (4), 474–484.
- OLIVEIRA, D. M. DA S. et al. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 228, p. 38–48, 2016b.
- OLIVEIRA, S. P. et al. Conversion of forest into irrigated pasture I. Changes in the chemical and biological properties of the soil. *Catena*, v. 137, p. 508–516, 2016a.
- PORTUGAL, A. F. et al. Determinação de estoques totais de carbono e nitrogênio e suas frações em sistemas agrícolas implantados em argissolo vermelho-amarelo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 5, p. 2091–2100, out. 2008.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAMOS, D. D. et al. Stocks of carbon, total nitrogen and humic substances in soil under different cropping systems. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 5, p. 2219, 17 out. 2013.
- ROCHA JUNIOR, P. R. DA et al. Soil carbon stock in silvopastoral system, pasture and sugarcane culture. *IDESIA*, v. 32, n. 1, p. 35–44, 2014.

- ROSCOE, R. et al. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. *Geoderma*, v. 104, n. 3–4, p. 185–202, 1 dez. 2001.
- ROSSET, J. S. et al. Carbon stock, chemical and physical properties of soils under management systems with different deployment times in western region of Parana, Brazil. *Semina-Ciencias Agrarias*, v. 35, n. 6, p. 3053–3072, 2015.
- ROSSI, C. et al. Changes in soil C and N distribution assessed by natural $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ abundance in a chronosequence of sugarcane crops managed with pre-harvest burning in a Cerrado area of Goiás, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 170, p. 36–44, 15 abr. 2013.
- SÁ, J. M. Dinâmica de matéria orgânica do solo de eficiência energética de sistemas agropecuários de produção em Latossolo Vermelho de Cerrado/Jerusa Maia e Sá–2011. 152 p. [s.l.] Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, [s.d.].
- SANT-ANNA, S. A. C. DE et al. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 108, n. 1, p. 101–120, 9 maio 2017.
- SANTOS, L. T. DOS et al. Windthrows increase soil carbon stocks in a Central Amazon forest. *Biogeosciences*, v. 13, n. 4, p. 1299–1308, 2016.
- SCHIAVO, J. A. et al. Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, n. 10, p. 1332–1338, out. 2011.
- SEGNINI, A. Estrutura e estabilidade da matéria orgânica em áreas com potencial de sequestro de carbono no solo. São Carlos: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 25 out. 2007.
- SEUFERT, V.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, v. 485, n. 7397, p. 229–232, 25 abr. 2012.
- SMITH P, BUSTAMANTE M, AHAMMAD H et al. (2014) Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y et al.), pp. 811–922. Cambridge University Press, Cambridge.
- SILVA, E. F. DA et al. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, n. 10, p. 1321–1331, out. 2011.
- SILVA, R. DE O. et al. Sustainable intensification of Brazilian livestock production through optimized pasture restoration. *Agricultural Systems*, v. 153, p. 201–211, 1 maio 2017.
- SIQUEIRA NETO, M. Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes usos no Cerrado em Rio Verde (GO). Piracicaba: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 7 dez. 2006.
- STUMPF, L. et al. Condição física e desenvolvimento radicular de gramíneas em solo construído após mineração de carvão. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 17 out. 2016. Disponível em: <<https://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/22200/13516>>. Acesso em: 22 dez. 2017.
- TARRÉ, R. et al. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant and Soil*, v. 234, n. 1, p. 15–26, 2001.
- VALPASSOS, M. A. R. et al. Effects of soil management systems on soil microbial activity, bulk density and chemical properties. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 36, n. 12, p. 1539–1545, dez. 2001.

- WENDLING, B. et al. Mudanças no carbono e nitrogênio em diferentes compartimentos da matéria orgânica sob sistema agrossilvipastoril. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 4, p. 641–653, 30 dez. 2011.
- XU, S. et al. Effect of land-use conversion on ecosystem C stock and distribution in subtropical grazing lands. *Plant and soil*, v. 399, n. 1–2, p. 233–245, 2016.

3. IMPACTO DA RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS NOS ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO DO SOLO NOS ESTADOS DO MATO GROSSO E TOCANTINS

Resumo

As pastagens têm potencial de elevar os estoques de C no solo, e dessa forma contribuir para a mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE). O objetivo desse trabalho foi avaliar as mudanças nos estoques de C e N do solo após recuperação das pastagens nos Estados do Mato Grosso (MT) e Tocantins (TO). Foram avaliadas 7 cronosssequências constituídas pelos seguintes usos da terra: vegetação nativa, pastagem degradada e pastagem recuperada, nos estados do Mato Grosso e do Tocantins. Foram avaliados os estoques de C e N do solo e a taxa de variação do C no solo. As pastagens degradadas podem causar aumento ou declínio no estoque de C, sendo esse comportamento influenciado pelo estágio de degradação das pastagens. Por outro lado, a recuperação das pastagens proporcionou acúmulo de $0,12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C. A recuperação de pastagens degradadas pode contribuir para a mitigação das emissões de GEE, sendo que as maiores contribuições ocorrerão em pastagens recuperadas sob solos de textura média.

Palavras-chave: Pastagem degradada; Cronosssequência; Mudança no uso da terra

Abstract

Pastures have the potential to raise soil organic carbon (C) stocks and thereby contribute to the mitigation of greenhouse gas (GHG) emissions. The objective of this work was to evaluate the changes in soil C and nitrogen (N) stocks after pasture recovery in the Cerrado region of Brazil (States of Mato Grosso and Tocantins). Soils from 7 chronosequence were collected. Each chronosequence represented one of the following land uses: native vegetation, degraded pasture and one or more recovered pasture in the states of Mato Grosso and Tocantins. The soil C and N stocks were evaluated, C rate variation in soil. Degraded pastures may have increased or decreased C stocks, influenced by the stage of pasture degradation. On the other hand, pasture recovery provided an accumulation of $0.12 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The recovery of degraded pastures can contribute to the mitigation of emissions of greenhouse gases, and the greatest contributions will occur in pastures recovered from soils with medium texture.

Keywords: Degraded pasture; Chronosequence; Land use change

3.1. Introdução

As pastagens são o principal uso da terra no mundo (FAO, 2015). No Brasil, há 172 milhões de hectares ocupados com pastagens (IBGE, 2006), sendo, normalmente, o primeiro uso da terra implantada após o desmatamento da vegetação nativa (Mazzetto et al., 2015). Devido à grande área que ocupada, as pastagens são importantes fontes ou sumidouros de C da atmosfera. Quando bem manejadas, as pastagens podem acumular C no solo em níveis próximos ou superior aos encontrados na vegetação nativa (Braz et al., 2013; Nadal-Romero et al., 2016). Porém, quando mal manejadas, as pastagens são fonte de C para a atmosfera, chegando a emitir $0,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Maia et al., 2009). Devido à falta de adoção de técnicas de manejos para manter a produtividade e o superpastejo, no Brasil, estima-se que de 50 a 70% das pastagens estejam em algum grau de degradação do leve ao muito forte (Dias-Filho, 2014).

A recuperação das pastagens degradadas é capaz de aumentar o estoque de C no solo e contribuir para a mitigação das emissões de gases do efeito estufa (GEE) (Braz et al., 2013). Por isso, o Governo brasileiro, através do Plano ABC, visa recuperar 30 milhões de hectares de pastagens degradadas (Brasil, 2015). Dias-Filho (2017) destacou as principais formas de recuperação de pastagem utilizadas no Brasil são a recuperação direta, renovação e a recuperação/renovação indireta. A recuperação direta consiste na recomposição da produtividade da pastagem e da cobertura do solo pelas forrageiras por meio do controle das plantas infestantes, adubação e quando necessário replantio da gramínea nas áreas com solo descoberto (Dias-Filho, 2017). A renovação, por sua vez, ocorre quando há implantação de uma nova pastagem, enquanto na recuperação/renovação indireta a formação de uma nova pastagem está atrelada a adoção de sistema de plantio integrado com lavoura (ILP), lavoura e floresta (ILPF) ou só floresta (sistema silvipastoril) (Dias-Filho, 2017).

Apesar de diversos trabalhos avaliarem as alterações dos estoques de C em solos sob pastagens (Barros, Chaves e Pereira, 2015; Durigan et al., 2017; Freitas, de et al., 2017; Oliveira et al., 2016), poucos trabalhos têm o foco em avaliar a recuperação das pastagens degradadas. Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as mudanças nos estoques de C e N do solo após a recuperação das pastagens nos Estados do Mato Grosso e Tocantins. Esses estados foram escolhidos como alvo do estudo devido à carência de dados na literatura e porque juntos possuem 19% do total de pastagens no Brasil (IBGE, 2006).

3.2. Material e métodos

3.2.1. Descrição das áreas de estudo

O estudo foi desenvolvido em sete cronossequências nos estados do Mato Grosso (MT) e Tocantins (TO) (Figura 11). Cada cronossequência foi constituída pelos seguintes usos da terra: vegetação nativa, pastagem degradada e uma ou mais pastagens recuperadas. Essa sequência representa a Mudança de Uso da Terra (MUT) mais comum no Brasil. Adotou-se a abordagem das cronossequências pela falta de experimentos de longa duração com essas MUT. Os diferentes usos das terras estão localizados em áreas adjacentes umas às outras, minimizando as diferenças edafoclimáticas. As características da vegetação, do clima e do solo são apresentadas na tabela 5 e no apêndice B.

3.2.2. Amostragem do solo, métodos analíticos e análises dos dados

As coletas foram realizadas em setembro de 2013 no MT, e em janeiro de 2016 no TO. Em cada diferente uso da terra, foram abertas 5 trincheiras e coletadas amostras de solo nas profundidades 0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-80 e 80-100 cm. Nos locais A, B e C foram coletadas amostras de solo apenas nas profundidades 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Nas mesmas profundidades, foram coletadas amostras de solo indeformadas utilizando anéis de metal com volume interno de 99,8 cm³ (anéis de Kopeck), para determinar a densidade do solo pelo método proposto pela Embrapa (1997).

Figura 11. Localização das áreas do estudo. A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO).

Fonte: Elaborado pela autora

Tabela 5. Vegetação nativa predominante, características do clima e localização das áreas do estudo

Características Gerais		Áreas do Estudo					
		Local A	Local B	Local C	Local D	Local E	Local F
<i>Localização</i>							
Latitude		14°42'S	14°55'S	11° 31'S	14°32'S	14°39'S	07° 04'S
Longitude		59°54'W	52°18'W	49° 14' W	59°32'W	59°55'W	48° 22'W
Altitude		220 m	320 m	235 m	290 m	230 m	310 m
Vegetação Nativa Predominante		Cerradão / Amazônia	Cerrado / Cerradão	Cerradão	Amazônia	Cerradão / Amazônia	Cerradão / Amazônia
<i>Características do Clima</i>							
Classificação		Tropical Húmido	Tropical Húmido	Tropical Húmido	Tropical Húmido	Tropical Húmido	Tropical Húmido
Precipitação anual	média	1628 mm	1750 mm	1684 mm	1704 mm	1628 mm	2040 mm
Temperatura anual	média	24° C	24° C	26.9° C.	24° C	24° C	25.5°C
Classificação do solo ¹		Planossolo Háplico	Latossolo Amarelo	Plintossolo	Latossolo Vermelho	Latossolo Vermelho	Latossolo Vermelho amarelo

¹Embrapa (2013)

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 12. Sequência cronológica do uso da terra nas áreas do estudo. A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) and G- Paraíso (TO).

Fonte: Elaborado pela autora

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas para o Laboratório de Matéria Orgânica da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (Esalq/USP), onde foram realizadas as análises químicas e físicas seguindo a metodologia descrita pela Embrapa (1997) e Raij et al. (2001) (Apêndice A). Subamostras foram maceradas em cadinho de ágata até sua pulverização (<100 mesh, 0,149 mm), para determinação

de C e N por combustão via seca, utilizando analisador elementar (TruSpec CN LECO®). Os estoques de C e N foram calculados para as camadas 0-30 e 0-100 cm, utilizando a equação 2.

$$E = (\text{Teor} \times D \times C) / 10 \quad (2)$$

Em que: E = estoque do elemento (Mg ha⁻¹); Teor = quantidade do elemento presente no solo (g kg⁻¹); D = densidade do solo (g cm⁻³); C = espessura da camada analisada (cm).

Os diferentes manejos adotados nas áreas dentro de cada cronossequência promoveram diferenças entre as densidades do solo (Apêndice B). Contudo, a comparação dos estoques entre as áreas dentro do local deve ser feita a partir de massas iguais de solo. Por isso, foi realizado o ajuste de massa proposto por Ellert e Bettany (1995), permitindo, assim, que a mesma massa de solo fosse comparada. Adotou-se a massa do solo sob a pastagens degradada como a referência, sendo as demais ajustadas.

Para melhor visualização do impacto do manejo no estoque de C no solo foi calculado uma razão entre o estoque de C do uso atual pelo estoque do C do uso anterior (variável resposta). Assim, o solo sob vegetação nativa foi considerado como referência para os cálculos dos fatores nos solos sob as pastagens degradada. Enquanto isso, a pastagem degradada foi a referência para o cálculo da variável resposta da pastagem recuperada. A taxa de variação (acúmulo ou perda) de C no solo foi calculada adaptando a metodologia proposto por Maia et al., (2013), que calcula a taxa de variação do estoque de C ajustada aos fatores de manejo considerando um período de 20 anos. O cálculo foi efetuado conforme a equação 1 (sessão 2.2.3), usando a variável resposta ao invés do fator de manejo.

Os resultados foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA), e posteriormente ao teste de comparação de médias (Tukey, $\alpha = 0,05$). Todas as análises foram realizadas utilizando o programa SAS® v.9.3 (Statistical Analyses Sistem Inst, Carry North Carolina).

3.3. Resultados

3.3.1. Estoques de carbono e nitrogênio no solo

Os estoques de C no solo, nas profundidades de 0-30 e 0-100 cm, são apresentados na figura 13. Houve diferença significativa nos locais A, B e G até 30 cm, enquanto os estoques de C no solo até 100 cm diferiram nos locais F e G. No local A, o solo sob vegetação nativa apresentou 31% menos C (até 30 cm) do que os solos sob pastagens (Figura 13). Por outro lado, no local B, o solo sob pastagem degradada apresentou o menor estoque de C nos primeiros 30 cm de profundidade, sendo 14 e 22% menor que o solo sob a pastagem recuperada e a vegetação nativa, respectivamente (Figura 13b). No local F, houve diferença significativa entre os estoques de C no solo apenas na profundidade de 0-100 cm, onde a pastagem degradada e a recuperada apresentaram estoques de C no solo 24 e 11% maiores que a vegetação nativa, respectivamente. O solo sob a pastagem recuperada, no local G (Figura 13g), apresentou 9 e 25% menos estoque de C no solo do que a pastagem degradada e a vegetação nativa, respectivamente, até 30 cm de profundidade. Considerando a profundidade de 100 cm, observa-se que a pastagem degradada apresentou menor estoque de C no solo do que as áreas de vegetação nativa e de pastagem recuperada.

Figura 13. Estoque de carbono no solo nas profundidades de 0-30 e 0-100 cm em diferentes usos de terra em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si no mesmo local pelo teste de Tukey ($\alpha < 0.05$). As áreas avaliadas são referentes à vegetação nativa (VN), pastagem degradada (PD) e pastagem recuperada há 3 (PR3), 4 (PR4), 5 (PR5), 6 (PR6), 9 (PR9), 17 (PR17) e 18 (PR18) anos.

Fonte: Elaborado pela autora

Apenas os locais A e G apresentaram diferença significativa entre os estoques de N nas áreas avaliadas (Figura 14). No local A (Figura 14a), o solo sob vegetação nativa apresentou estoque de N 18% menor (até 30 cm) do que o solo sob pastagens. Comportamento inverso foi observado no local G (Figura 14), onde o solo sob vegetação nativa apresentou estoques de N 27 e 35% maiores do que os solos sob pastagens, nas profundidades de 0-30 e de 0-100 cm, respectivamente.

Figura 14. Estoque de nitrogênio no solo nas profundidades de 0-30 e 0-100 cm em diferentes usos de terra em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si no mesmo local pelo teste de Tukey ($\alpha < 0.05$). As áreas avaliadas são referentes à vegetação nativa (VN), pastagem degradada (PD), e pastagem recuperadas há 3 (PR3), 4 (PR4), 5 (PR5), 6 (PR6), 9 (PR9), 17 (PR17) e 18 (PR18) anos.

Fonte: Elaborado pela autora

3.3.2. Variável resposta e taxa de variação de carbono no solo

A variável resposta indica se houve aumento ou diminuição nos estoques de C no solo após a adoção de determinado manejo. Assim, quando os valores são maiores que um, indicam que houve aumento no estoque de C no solo. Por sua vez, valores menores que um indicam que houve diminuição do mesmo. As variáveis resposta para as pastagens degradadas variaram de 0,78 até 1,39 (Figura 15), indicando que em alguns locais a conversão da vegetação nativa em pastagem e a sua subsequente degradação resultou em perda de C no solo (locais C, B, D e G), enquanto em outros locais houve acúmulo de C no solo (locais A, E e F). Na figura 16, são apresentados os fatores de manejo para as pastagens recuperadas. Em apenas 3 das 11 pastagens recuperadas avaliadas houve diminuição dos estoques de C no solo, quando comparadas à pastagem degradada.

Figura 15. Variável resposta para mudança no estoque de C no solo, até 30 cm para as pastagens degradadas em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO). *Barra refere-se ao erro da média.

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 16. Variável resposta para mudança no estoque de C no solo, até 30 cm para as pastagens recuperadas em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO). As áreas avaliadas são referentes à vegetação nativa (VN), pastagem degradada (PD), e pastagem recuperadas há 3 (PR3), 4 (PR4), 5 (PR5), 6 (PR6), 9 (PR9), 17 (PR17) e 18 (PR18) anos. *. *Barra refere-se ao erro da média.

Fonte: Elaborado pela autora

No local A, todas as variáveis respostas foram maiores que 1 (Figuras 15 e 16), indicando um aumento no estoque de C do solo em comparação ao manejo referência. Entretanto, a conversão da vegetação nativa em pastagem degradada proporcionou um aumento do estoque de C no solo de 39%, enquanto a recuperação da pastagem levou a um aumento de 6,5% do estoque de C no solo. No local E, a conversão da vegetação nativa em pastagem degradada proporcionou um aumento do estoque de C no solo de 13% (Figura 15). Por outro lado, a recuperação da pastagem levou a um declínio no estoque de C, se comparado ao estoque da pastagem degradada, nos anos iniciais (PR3 = 14% e PR4 = 1%), e posterior aumento do estoque de C no solo após 5 anos de recuperação (Figura 16).

Na tabela 6 são apresentadas as taxas anuais de acúmulo e/ou perda de C do solo para cada cronossequência. A conversão da vegetação nativa em pastagem degradada proporcionou aumento no estoque de C no solo nos locais A, E e F, com taxa média de $0,33 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Por outro lado, nos locais B, C, D e G a implantação da pastagem e sua posterior degradação proporcionou uma redução dos estoques de C no solo, numa taxa de $0,35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A recuperação das pastagens degradadas acarretou em perdas de C do solo com taxas variando de $0,03$ a $0,36 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ nos locais E e G. Nos demais locais houve aumento nos estoques de C no solo de até $0,40 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Tabela 6. Taxa de variação do carbono no solo, na profundidade de 30 cm em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO).

Áreas do Estudo	Taxa de Variação do C $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C
Local A	
Pastagem Degradada	0.45
Pastagem Recuperada há 4 anos	0.11
Pastagem Recuperada há 5 anos	0.09
Local B	
Pastagem Degradada	-0.44
Pastagem Recuperada há 6 anos	0.25
Local C	
Pastagem Degradada	-0.05
Pastagem Recuperada há 4 anos	0.06
Local D	
Pastagem Degradada	-0.05
Pastagem Recuperada há 17 anos	0.15
Pastagem Recuperada há 18 anos	0.23
Local E	
Pastagem Degradada	0.30
Pastagem Recuperada há 3 anos	-0.36
Pastagem Recuperada há 4 anos	-0.03
Pastagem Recuperada há 5 anos	0.02
Local F	
Pastagem Degradada	0.23
Pastagem Recuperada há 9 anos	0.40
Local G	
Pastagem Degradada	-0.88
Pastagem Recuperada há 4 anos	-0.34

Fonte: Elaborado pela autora

3.4. Discussão

3.4.1. Alteração dos estoques de carbono no solo após a conversão da vegetação nativa em pastagem degradada

A dinâmica do C no solo sob pastagens degradadas é influenciada pelas condições edafoclimáticas, bem como pelo manejo adotado (Figura 13). A conversão da vegetação nativa em pastagem, normalmente, leva à diminuição do estoque de C no solo nos anos iniciais (Araújo et al., 2011), pois o preparo do solo acelera a decomposição da MOS. Com o avançar dos anos, devido ao seu alto potencial de acúmulo de C no solo, as pastagens tendem a elevar os estoques de C no mesmo (Araújo et al., 2011; Braz et al., 2013). Contudo, a falta de um manejo adequado leva à degradação, acarretando na perda da capacidade de suporte das pastagens e na alteração dos

estoques de C no solo (Oliveira et al., 2016b). No presente estudo, foram observadas situações em que houve diminuição, aumento e manutenção dos estoques de C no solo após a conversão da vegetação nativa em pastagem degradada (Figura 13).

Vários autores citam a diminuição nos estoques de C no solo quando as pastagens se encontram degradadas (Braz et al., 2013; Maia et al., 2009; Oliveira et al., 2016a). O superpastejo, a redução do sistema radicular e a morte das forrageiras levam à diminuição do aporte de resíduos e do estoque de C no solo (Boddey et al., 2010; Oliveira et al., 2016b; Xu et al., 2016). No presente estudo, nos locais B e G houve redução dos estoques de C no solo sob pastagens degradadas de 22 e 18%, até 30 cm de profundidade, respectivamente (Figura 13 e 15). Dortzbach et al. (2015) observaram que a conversão da Mata Atlântica em pastagem reduziu 25% do estoque de C no solo até 20 cm de profundidade, enquanto Guareschi et al. (2013), no Cerrado, relataram uma redução de 56% na mesma profundidade. Contudo, mesmo apresentando sinais de degradação, as pastagens podem apresentar estoques de C no solo superiores aos encontrados em solos sob vegetação nativa (Figura 13a e 13f). Isso ocorre, principalmente, em regiões de baixa fertilidade natural do solo e com baixa produção primária vegetal, comuns nos solos altamente intemperizados das regiões tropicais (Boddey et al., 2010) e em pastagens nos estágios iniciais de degradação.

O estágio de degradação é um fator importante a se considerar ao analisar a dinâmica do C no solo sob pastagem. Um dos primeiros sinais de degradação está relacionado à diminuição do vigor das gramíneas, decorrente principalmente da baixa disponibilidade de N no solo (Dias-Filho, 2014). Nessa fase, ocorre diminuição da capacidade de suporte da pastagem, mas normalmente não há alteração no total de C no solo devido ao alto aporte de resíduos da mesma. Xu et al. (2016) mostraram que, em pastagens subtropicais, o maior aporte de resíduos das gramíneas plantadas em relação à vegetação nativa contribui para o aumento do estoque de C no solo. Entretanto, em avançado estágio de degradação ocorre o empobrecimento do solo, que leva à morte do pasto, e consequentemente à diminuição da cobertura do solo e do aporte de resíduos (Dias-Filho, 2014). Assim, o solo fica desnudo ou a gramínea plantada é substituída por espécies de baixa produtividade e pouco exigentes em fertilidade do solo (Dias-Filho, 2014).

Em algumas condições, a degradação da pastagem pode não afetar os estoques de C no solo (Figura 13c, 16d, 16e e 16f). Esse comportamento está associado principalmente ao teor de argila do solo. A interação entre a MOS e a superfície das argilas, e a proteção física pela oclusão da MOS dentro dos agregados do solo, consistem em importantes formas de estabilização da MOS (Nadal-Romero et al., 2016; Santos, dos et al., 2016). Por isso, solos argilosos apresentam maior resistência a alterações dos estoques de C no solo. Nos locais D e E, que correspondem aos locais com maiores teores de argila no solo (Apêndice B), os estoques de C foram semelhantes, independentemente do uso da terra.

Porém, além do teor de argila, o tipo de solo, o clima, o bioma, o tipo e o tempo de degradação da pastagem são fatores importantes na dinâmica do C no solo (Boddey et al., 2010; Dortzbach et al., 2015; Rosolen et al., 2012). Os estoques de C no solo do local C, classificado como plintossolo (Tabela 5), também não variaram com a MUT (Figura 13c), apesar de ser um solo com baixo teor de argila (Apêndice B). Nesse local, a pastagem entrou em processo de degradação há poucos anos; dessa forma, apesar de haver diminuição nos estoques de C na pastagem degradada, o tempo ainda não foi suficiente para que esta diferença seja estatisticamente diferente.

3.4.2. Alteração dos estoques de carbono no solo após a recuperação de pastagens degradadas

A recuperação de pastagens degradadas, em conjunto com um bom manejo das mesmas, são práticas capazes de aumentar os estoques de C no solo e mitigar as emissões de GEE (Nadal-Romero et al., 2016; Silva et al., 2016). Ao analisar a figura 16 percebe-se que a recuperação das pastagens proporciona aumento do estoque de C no solo. Contudo, em 3 áreas, as pastagens recuperadas apresentaram menores estoques de C no solo do que as pastagens degradadas (Figuras 13 e 16). Essa redução nos estoques de C no solo em pastagem recuperadas ocorre devido à adoção de práticas de manejo que revolvem o solo, antecedendo o plantio do pasto. Essa prática promove a quebra dos agregados do solo e expõe a MOS que estava protegida do ataque microbiano, aumentando, assim, sua decomposição (Nadal-Romero et al., 2016).

Ao analisar os resultados para o local E (Figuras 13 e e 16), fica evidente que essa redução ocorre nos primeiros anos após a recuperação das pastagens, e que com o tempo o estoque de C no solo aumenta. No local G, a pastagem recuperada também apresentou estoque de C no solo menor que o da pastagem degradada. Nesse local, possivelmente, a pastagem ainda não alcançou seu potencial máximo de acúmulo de C, uma vez que esta possui apenas 4 anos de implantação. Araújo et al. (2011) constataram que os maiores estoques de C no solo são encontrados em pastagens com mais de 10 anos de implantação. Os demais locais apresentaram um aumento de 5 a 16% nos estoques de C no solo em comparação à pastagem degradada, sendo que os maiores aumentos ocorreram nos locais de solo com textura média.

3.4.3. Alteração dos estoques de nitrogênio nos solos sob pastagem

O N é apontado como um dos principais fatores limitantes ao sequestro de C no solo (Boddey et al., 2010; Oliveira et al., 2016a). Diversos autores relatam diminuição no estoque de N no solo sob pastagens degradadas quando as mesmas são comparadas à vegetação nativa (Franco et al., 2015; Oliveira et al., 2016a; Ramos et al., 2013), o que corrobora com o presente estudo nos locais C e G (Figuras 14f e 14h).

Nos demais locais avaliados, os estoques de N no solo sob pastagens foram semelhantes ao da vegetação nativa, exceto o solo sob pastagem recuperada, no local A. Este solo apresentou maior estoque de N do que a vegetação nativa devido à aplicação de adubação nitrogenada no momento da recuperação da pastagem, o que, provavelmente, levou ao aumento do estoque de N. Esses resultados corroboram o estudo realizado por Braz et al. (2013), que mostraram que o aumento do estoque de C no solo só foi acompanhado de aumento no estoque de N quando a pastagem recebeu adubação nitrogenada.

3.4.4. Taxa de variação do carbono no solo sob pastagem

As pastagens podem ser fontes ou drenos de CO₂ para a atmosfera (Nadal-Romero et al., 2016). São fontes de CO₂ quando a decomposição é maior do que a entrada de MOS, o que leva à diminuição nos estoques de C. As pastagens são consideradas drenos quando a entrada de MOS é maior que a perda, ocorrendo assim acúmulo de C (Nadal-Romero et al., 2016; Xu et al., 2016). Nesse estudo, a maioria das pastagens degradadas atuou como

fonte de CO₂ (Tabela 6). Essas pastagens perderam de -0,05 a -0,88 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C. Essa alta variação deve-se às diferentes condições edafoclimáticas dos locais estudados, bem como ao estágio de degradação da pastagem. Apenas as pastagens degradadas dos locais A, E e F comportaram-se como um dreno de CO₂ (Tabela 6). Após a recuperação das pastagens degradadas, a maioria se comportou como um dreno de CO₂, com uma taxa de acúmulo de 0,16 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C (Tabela 6). Apenas três pastagens recuperadas perderam C do solo tornando-se fonte de CO₂.

3.5. Conclusões

A conversão da vegetação nativa em pastagem degradada e sua posterior recuperação altera significativamente os estoques de C em solos de textura média, não havendo alteração nos solos de textura argilosa.

A degradação das pastagens nos estados do Mato Grosso e Tocantins reduz os estoques de C no solo numa taxa de 0,06 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

A recuperação de pastagens degradadas tem o potencial de aumentar os estoques de C no solo e contribuir para a mitigação das emissões de GEE, sendo que as maiores contribuições ocorrem em pastagens recuperadas sob solo de textura média.

Referências

- ARAÚJO, E. A. et al. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. *Acta amazônica*, v. 41, n. 1, 2011.
- ASSAD, E. D. et al. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences*, v. 10, n. 10, p. 6141–6160, 2013.
- BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. H. G.; PEREIRA, W. E. Carbon and nitrogen stocks under different management systems in the Paraíba do Sul. *African Journal of Agricultural Research*, v. 10, n. 3, p. 130–136, 15 jan. 2015.
- BODDEY, R. M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784–795, 2010.
- BRASIL. Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima., 2015. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf>
- BRAZ, S. P. et al. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914, 2013.
- DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Embrapa Amazônia Oriental-Documents (INFOTEC-A-E), 36p, 2014.
- _____. Degradação de pastagens, o que é e como evitar. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1070416/1/TC1117CartilhaPastagemV04.pdf>>. Acesso em: 2 abr. 2018.
- DORTZBACH, D. et al. Estoque de C e abundância natural de ¹³C em razão da conversão de áreas de floresta e pastagem em bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 6, 2015.
- DURIGAN, M. R. et al. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability*, v. 9, n. 3, p. 379, 2017.

- ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 75, n. 4, p. 529–538, 1995.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997.
- _____. Sistema brasileiro de classificação de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro, 2013.
- FAO. FAOSTAT. Disponível em: <<http://faostat.fao.org>>. Acesso em: 30 dez. 2017.
- FRANCO, A. L. C. et al. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 515, p. 30–38, 2015.
- FREITAS, R. D. A. DE et al. Soil Organic Matter Quality in *Jatropha* spp. Plantations in Different Edaphoclimatic Conditions. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, v. 41, p. 18, 2017.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Frações da matéria orgânica em áreas de Latossolo sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado do estado de Goiás. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 6, 2013.
- IBGE, I. B. DE G. E. E. Censo Agropecuário. IBGE. Disponível, 2006.
- _____. Climate Change 2014—Impacts, Adaptation and Vulnerability: Regional Aspects. [s.l.] Cambridge University Press, 2014.
- MAIA, S. M. F. et al. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, v. 149, n. 1, p. 84–91, 2009.
- MAIA, S. M. F. et al. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 75–84, 2013.
- MAZZETTO, A. M. et al. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livestock Science*, v. 175, p. 101–112, 2015.
- NADAL-ROMERO, E. et al. How do soil organic carbon stocks change after cropland abandonment in Mediterranean humid mountain areas? *Science of the Total Environment*, v. 566, p. 741–752, 2016.
- OLIVEIRA, D. M. DA S. et al. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 228, p. 38–48, 2016a.
- OLIVEIRA, S. P. et al. Conversion of forest into irrigated pasture I. Changes in the chemical and biological properties of the soil. *Catena*, v. 137, p. 508–516, 2016b.
- RAIJ, B. VAN. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. 2001.
- RAMOS, D. D. et al. Stocks of carbon, total nitrogen and humic substances in soil under different cropping systems. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 5, p. 2219, 17 out. 2013.
- RODRIGUES, M. et al. Changes in chemical properties by use and management of an oxisol in the amazon biome. *Revista Caatinga*, v. 30, n. 2, p. 278–286, jun. 2017.
- ROSOLEN, V. et al. Impactos da substituição da vegetação original do Cerrado brasileiro em sistemas agrícolas: alteração do carbono orgânico do solo e $\delta^{13}C$. *Investigaciones geográficas*, n. 79, p. 39–47, 2012.
- SANTOS, D. C. DOS et al. Fracionamento químico e físico da matéria orgânica de um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso. *Ciência Rural*, v. 43, n. 5, 2013.
- SANTOS, L. T. DOS et al. Windthrows increase soil carbon stocks in a Central Amazon forest. *Biogeosciences*, v. 13, n. 4, p. 1299–1308, 2016.
- SILVA, R. DE O. et al. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. *Nature Climate Change*, 2016.
- XU, S. et al. Effect of land-use conversion on ecosystem C stock and distribution in subtropical grazing lands. *Plant and soil*, v. 399, n. 1–2, p. 233–245, 2016.

4. ALTERAÇÕES NA QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM PASTAGENS DEGRADADAS E RECUPERADAS NO BRASIL

Resumo

A recuperação de pastagens degradadas no Brasil é uma das alternativas para mitigar as emissões de gases do efeito estufa e aumentar o sequestro de C no solo. Contudo, as Mudanças de Uso da Terra (MUT) e as mudanças de manejo alteram tanto a qualidade como a quantidade da Matéria Orgânica do Solo (MOS). Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as alterações na qualidade da MOS quando pastagens degradadas são recuperadas, bem como identificar quais indicadores de qualidade da MOS são mais eficientes para estudos com pastagens em clima tropical. Foram avaliadas sete cronossequências constituídas pelos seguintes usos da terra: vegetação nativa, pastagem degradada e uma ou mais pastagens recuperadas. Foram avaliados os estoques de C do solo, a origem do C no solo, as alterações nos estoques de C das frações físicas da MOS, o C da Biomassa Microbiana (C-BM) e o grau de humificação. A implantação de pastagem diminuiu o estoque de C no solo em apenas uma cronossequência, porém promoveu alterações na distribuição do C em frações da MOS. Nas pastagens avaliadas, cerca de 53% do C é originado das gramíneas cultivadas após 30 anos de conversão. A fração orgânica foi a mais sensível às MUT, promovendo diminuição dos estoques de C nessa fração. A implantação de pastagens tem impacto negativo na qualidade da MOS, com diminuição do Índice de Manejo de Carbono (IMC) de até 70%; contudo, se bem manejadas, o IMC das pastagens pode ser superior ao da vegetação nativa, como acontece quando a pastagem é consorciada com *Pueraria* spp. O C-BM e o grau de humificação não foram alterados após a implantação ou a recuperação das pastagens, não sendo bons indicadores de qualidade da MOS. As alterações dos estoques de C nas frações da MOS e o IMC foram os indicadores mais eficientes de alterações da qualidade da MOS em pastagens.

Palavras-chave: Índice de manejo de carbono; Carbono da biomassa microbiana; Isótopos; Mudança no uso da terra

Abstract

The recovery of degraded pastures in Brazil is one of the alternatives to mitigate greenhouse gas emissions and increase C sequestration in the soil. Nevertheless, Land Use Change (LUC) and management changes primarily alter the quality of Soil Organic Matter (SOM) and, subsequently, the amount of C in the soil. Thus, the objective of this study was to evaluate the changes in the quality of SOM when degraded pastures are recovered, as well as to identify the most efficient SOM quality indicators for studies with pastures in a tropical climate. Seven chronosequences were held, consisting of the following land uses: native vegetation, degraded pasture, and one or more reclaimed pastures. Soil C stocks, the origin of C in the soil, changes in C stocks of the physical fractions of the SOM, C in the Microbial Biomass (C-MB) and degree of humification were evaluated. Grassland implantation decreased soil C stock in only one chronosequence but promoted changes in C distribution in fractions of the SOM. In the pastures evaluated, about 54% of the C originates from the cultivated grasses. The organic fraction was the most sensitive to LUC, promoting the decrease of C stocks in this fraction. Grassland implantation has a negative impact on SOM quality, with a reduction in the Carbon Management Index (CMI) of up to 70%; however, if managed well, the CMI of pastures may be higher than that of native vegetation. The C-MB and degree of humification were not altered after the implantation or the recovery of the pastures. Changes in C stocks in SOM fractions and CMI were the most efficient indicators of changes in SOM quality in pastures.

Keywords: Carbon management index; Microbial biomass carbon; Isotopes, Change in land use

4.1. Introdução

As pastagens ocupam cerca de dois terços de toda a área agricultável do mundo. No Brasil, as pastagens ocupam três quartos da área agricultável, totalizando 172 milhões de hectares (IBGE, 2006). A implantação das pastagens, normalmente, é feita após o desmatamento da vegetação nativa. Os solos sob vegetação nativa se encontram em equilíbrio dinâmico, onde as entradas são equivalentes às saídas. A MUT perturba esse equilíbrio, promovendo alterações nos estoques de C do solo (Durigan et al., 2017; Ferreira et al., 2016).

A MOS é muito utilizada como indicadora de alterações no solo causadas pela MUT, devido à sua associação com as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Ferreira et al., 2016). Contudo, as alterações nos estoques de C no solo podem demorar para serem observadas, pois em geral é um processo lento, não sendo possível perceber as modificações significativas a curto prazo. Dessa forma, é possível buscar informações complementares sobre a dinâmica da MOS através de métodos qualitativos, como medidas de isótopos estáveis, fracionamento da MOS, teor de C da biomassa microbiana, grau de humificação, entre outros.

Estudos com a utilização de isótopo ^{13}C possibilita diferenciar os C provenientes de fontes diferentes (Dortzbach et al., 2015; Durigan et al., 2017). As florestas tropicais são constituídas principalmente por plantas de ciclo fotossintético C3, enquanto as gramíneas possuem ciclo C4. As plantas C4, durante a fotossíntese, discriminam menos o ^{13}C , apresentando dessa forma maiores teores desse isótopo em sua biomassa (média de -13‰) do que as plantas C3 (média de -27‰) (Smith e Epstein, 1971).

O estudo da MOS via fracionamento é importante para avaliar e entender a dinâmica do C em seus compartimentos. O fracionamento físico tem sido preferido pelos pesquisadores, pois é considerado menos destrutivo e mais relacionado à função e à estrutura da MOS in situ. Christensen (2001) propôs que os principais efeitos do manejo do uso do solo possam ser observados por mudanças na distribuição do C do solo nas classes de tamanho de partículas. Vários estudos apontam que há influência do sistema de preparo do solo nas frações da MOS, sugerindo que essas frações podem ser usadas como um indicador precoce de mudanças na dinâmica de C (Cambardella e Elliott, 1992; Durigan et al., 2017; Santos et al., 2017; Silva-Olaya, Cerri e Cerri, 2016).

Blair, Lefroy e Lisle (1995) propuseram o uso do IMC como uma forma de avaliar o efeito do manejo e do uso da terra no C lábil do solo. Dessa forma, o IMC expressa a qualidade do solo em termos de incrementos no C total e na proporção de C lábil, em comparação com um solo de referência, geralmente sob vegetação nativa, que possui arbitrariamente um IMC de 100. Assim, o IMC tem sido utilizado como um indicador de qualidade do solo em resposta às mudanças de manejo do mesmo (Benbi et al., 2015; Oliveira et al., 2017).

O C-BM, que compreende todos os microrganismos do solo, apresenta alterações mais rapidamente do que o C total do solo, em resposta à MUT ou às mudanças de manejo (McGonigle e Turner, 2017). Além disso, a microbiota do solo é fundamental nos ciclos biogeoquímicos e possui um papel-chave no desenvolvimento e na manutenção da estrutura e da qualidade do solo (Mazzetto et al., 2016).

A caracterização da MOS também pode ser feita por técnicas espectrais (Fernández-Romero et al., 2016). Entre elas, destaca-se o uso da Fluorescência Induzida por Laser (FIL). Essa técnica permite avaliar a recalcitrância do solo (característica da MOS) com base na emissão de fluorescência pelos compostos aromáticos do solo, gerando como resultado uma intensidade de emissão de fluorescência que está relacionada com o grau de humificação da MOS (Martins et al., 2011; Milori et al., 2002).

Assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar as alterações da qualidade da MOS quando pastagens degradadas são recuperadas, bem como identificar quais indicadores de qualidade da MOS são mais eficientes para estudos com pastagens em clima tropical.

4.2. Material e métodos

4.2.1. Descrição das áreas de estudo

Para a realização do estudo foram selecionadas sete cronossequências (Figura 15), constituídas pelos seguintes usos da terra: vegetação nativa, pastagem degradada e uma ou mais pastagens recuperadas. Para minimizar as diferenças edafoclimáticas, os diferentes usos da terra estão localizados em áreas adjacentes. As características da vegetação, do clima e do solo são apresentadas na tabela 5 e no apêndice B.

Na figura 15, observa-se a sequência cronológica das MUT nas sete áreas de estudo. Em todos os locais, a vegetação nativa foi inicialmente derrubada e queimada, e posteriormente houve a implantação da pastagem que, com o tempo, se tornou degradada. O último uso da terra consiste em parte da pastagem degradada que foi recuperada. As pastagens recuperadas apresentam variados tempos de recuperação.

4.2.2. Amostragem do solo e caracterização

Em cada uso do solo, para cada cronossequência, foram coletadas 5 amostras de solo na profundidade de 0-10 cm. Adicionalmente, foram coletadas amostras de solo indeformado utilizando anéis de metal com volume interno de 99,8 cm³ (anéis de Kopeck), para determinar a densidade do solo pelo método proposto pela Embrapa (1997). As amostras deformadas foram secas ao ar e tamisadas em peneira de 2 mm. Foram realizadas análises químicas e físicas do solo seguindo a metodologia descrita pela Embrapa (1997) e por Raij et al. (2001) (Apêndice A).

4.2.3. Estoque de carbono e da razão isotópica ¹³C/¹²C

Para a determinação do C e da razão isotópica ¹³C/¹²C, subamostras foram maceradas em cadinho de ágata até sua pulverização (<100 mesh). A determinação foi realizada através de combustão por via seca (Nelson e Sommers, 1982), em analisador elementar acoplado ao espectrômetro de massa (Finnigan Delta-E).

Os estoques de C foram calculados utilizando a equação 2. Foi realizado o ajuste de massa proposto por Ellert e Bettany (1995) para comparar massas de solos iguais, uma vez que os diferentes manejos alteram a densidade dos solos (Apêndice B). A pastagem degradada foi adotada como referência e as demais foram ajustadas.

A abundância natural isotópica do ¹³C ($\delta^{13}\text{C}$) do solo foi calculada a partir do padrão Pee Dee Belemnita (PDB), em relação à composição atmosférica (Bernoux et al., 1998). Para determinar a contribuição relativa de C oriundo de plantas de ciclos fotossintéticos C3 e C4, utilizou-se as expressões: $\text{PC3} = [(\delta\text{S} - \delta\text{C4}) / (\delta\text{C3} - \delta\text{C4})] \times 100$ e $\text{PC4} = 100 - \text{PC3}$. Em que: PC3 é a contribuição da fonte C3 para a composição do C do solo (%); δS é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ do solo estudado (‰); δC4 é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da fonte C4 (‰); δC3 é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da fonte C3 (‰)

e PC4 é a contribuição da fonte C4 para a composição do C do solo (%). Esse procedimento foi realizado nas áreas das cronossequências em que não foram cultivadas plantas C3 após a conversão da vegetação nativa em pastagem.

4.2.4. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

Foi realizado o fracionamento físico da MOS, o que possibilitou classificá-la quanto à sua dinâmica e funcionalidade, seguindo a metodologia proposta por Cambardella e Elliott (1992) e adaptada por Feller e Beare (1997). Amostras de solo da camada 0-10 cm foram separadas nas seguintes frações: Fração Orgânica (FO: 2000-75 μm), Fração Mineral (FM: 2000-75 μm), Fração Organomineral (FOM: 75-53 μm) e Fração Silte + Argila (FSA: < 53 μm). Os teores de C das frações foram determinados através de combustão por via seca, utilizando um analisador elementar (TruSpec CN LECO®). Os teores de C de cada fração foram multiplicados pelas suas respectivas massas para gerar o conteúdo de C de cada fração granulométrica.

4.2.5. Índice de Manejo do Carbono (IMC)

O IMC foi calculado com base nos teores de C Lábil (CL) e de C Orgânico Total (COT). O CL é a fração leve da MOS, obtida através do fracionamento físico com tamanho de partícula entre 53 e 2000 μm (Vieira et al., 2007), enquanto o C não Lábil (CNL) foi determinado por diferença ($\text{CNL} = \text{COT} - \text{CL}$). A labilidade (L) do C refere-se à razão entre CL e CNL ($L = \text{CL} / \text{CNL}$). O Índice de Labilidade (IL), que se refere às mudanças na proporção de CL, foi determinado pela razão da L no solo sob pastagem e o L da vegetação nativa. As mudanças no COT entre a vegetação nativa e as pastagens foram determinadas através do Índice de Compartimento de Carbono (ICC), calculado como: $\text{ICC} = \text{COT pastagem} / \text{COT vegetação nativa}$. Por fim, o IMC foi calculado pela seguinte expressão: $\text{IMC} = \text{ICC} \times \text{IL} \times 100$, proposta por Blair, Lefroy e Lisle (1995).

4.2.6. Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BM)

Nos locais C, F e G foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0-10 cm para a determinação do C-BM do solo. O C-BM foi determinado pelo método de fumigação-extração (Vance, Brookes e Jenkinson, 1987). Os extratos foram analisados quanto ao teor de C orgânico pelo método via úmida (Walkley e Black, 1934), sendo a biomassa microbiana determinada pela diferença entre os valores obtidos nas amostras fumigadas e não fumigadas.

4.2.7. Fluorescência Induzida por Laser (FIL)

O grau de humificação da MOS foi determinado pela técnica de Fluorescência Induzida por Laser FIL. A FIL constitui numa tecnologia aplicada ao solo que tem se mostrado eficiente para a análise da MOS em amostras de solos inteiros, fornecendo resultados de maneira ágil, limpa e em condições próximas às 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 ao processo de humificação. Essa fluorescência ocorre na região do visível com pico em aproximadamente 510 nm. As medições foram realizadas em amostras de solo da camada 0-10 cm nos diferentes usos da terra, situados nos locais D, E, F e G. 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 C orgânico total ($g\ kg^{-1}$) presente na amostra (Milori et al., 2006).

4.2.8. Análise dos dados

Os resultados foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk), e quando constatada a distribuição normal, os mesmos foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA), e posteriormente ao teste de comparação de médias (Tukey, $\alpha = 0.05$). Quando os resultados não apresentaram distribuição normal, os dados foram submetidos à análise não-paramétrica pelo teste de Kruskal-Wallis, e posteriormente ao teste de comparação de médias (Bonferroni, $\alpha = 0.05$). Todas as análises foram realizadas utilizando o programa SAS® v.9.4 (Statistical Analysis System Inst, Cary, North Carolina).

4.3. Resultados

4.3.1. Estoque e origem do carbono do solo

Os estoques de C no solo (0-10 cm) variaram de 5,5 a 44,7 $Mg\ ha^{-1}$ (Tabela 7). Os menores estoques de C foram encontrados no local C, cujo solo é classificado como plintossolo pétrico (Tabela 5). Os maiores estoques de C foram observados nos solos da cronossequência situada no local G (Tabela 7), cujo solo apresentou a maior fertilidade natural (Apêndice B). Em relação aos diferentes usos da terra, apenas no local B houve diferença significativa entre os estoques de C nos solos. Nesse local, o solo sob a vegetação nativa apresentou maior estoque de C do que os solos sob pastagens degradadas e recuperadas, que não diferiram entre si.

Os valores de $\delta^{13}C$ para os solos das áreas estudadas são apresentados na tabela 7. As áreas de vegetação nativa apresentaram valores de $\delta^{13}C$ variando de -28 a -26‰, característicos de plantas C3. A substituição da vegetação nativa por pastagem, que apresenta ciclo fotossintético C4, proporcionou um aumento dos valores de $\delta^{13}C$ (-22 a -14‰). Nos solos sob pastagens (média de 37 anos de cultivo de pastagem), em média 53% do C foi proveniente de matéria orgânica de plantas C4. Nos solos sob pastagens recuperadas do local C, o C proveniente da gramínea corresponde a 92% do C total. Enquanto isso, as menores substituições ocorreram nos solos do local E, que apresentaram o maior teor de argila (Apêndice B).

4.3.2. Carbono nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo

A metodologia empregada no fracionamento da MOS propiciou a separação das FO (2000-75 μm), FM (2000-75 μm), FOM (75-53 μm) e FSA ($< 53\ \mu m$). Para todos os locais avaliados, a FM apresentou a maior massa, variando de 9,89 a 13,78 $g\ kg^{-1}$. Na figura 17, são apresentados os teores de C para cada fração da MOS nas

cronossequências estudadas. Nos 25 locais avaliados, o teor de C na FSA representou, em média, 77% do C total da MOS, as FO e as FM representaram 10,5% cada e a FOM representou 2%.

Tabela 7. Estoque de C, $\delta^{13}\text{C}$ e C de origem C4 no solo sob pastagens em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO). As áreas avaliadas são referentes à vegetação nativa (VN), pastagem degradada (PD), e pastagem recuperada há 3 (PR3), 4 (PR4), 5 (PR5), 6 (PR6), 9 (PR9), 17 (PR17) e 18 (PR18) anos

Áreas do Estudo	Estoque de C Mg ha ⁻¹ de C	$\delta^{13}\text{C}$ ‰	C de plantas C4 %
Local A			
Vegetação nativa	17,1 a	-28,0	0
Pastagem Degradadas	14,1 a	-19,4	57
Pastagem recuperada há 4 anos	15,2 a	-	-
Pastagem recuperada há 5 anos	17,8 a	-	-
Local B			
Vegetação nativa	26,1 a	-27,9	0
Pastagem Degradadas	13,7 b	-21,3	44
Pastagem recuperada há 6 anos	14,8 b	-	-
Local C			
Vegetação nativa	5,5 a	-26,4	0
Pastagem Degradadas	6,7 a	-17,2	69
Pastagem recuperada há 4 anos	8,3 a	-14,1	92
Local D			
Vegetação nativa	30,1 a	-27,9	0
Pastagem Degradadas	29,0 a	-20,0	53
Pastagem recuperada há 17 anos	31,9 a	-	-
Pastagem recuperada há 18 anos	31,8 a	-	-
Local E			
Vegetação nativa	16,6 a	-27,5	0
Pastagem Degradadas	19,4 a	-22,2	37
Pastagem recuperada há 3 anos	16,3 a	-20,6	47
Pastagem recuperada há 4 anos	18,9 a	-21,2	44
Pastagem recuperada há 5 anos	19,5 a	-	-
Local F			
Vegetação nativa	21,9 a	-26,2	0
Pastagem Degradadas	19,0 a	-20,2	47
Pastagem recuperada há 9 anos	25,1 a	-20,0	48
Local G			
Vegetação nativa	44,7 a	-26,6	0
Pastagem Degradadas	42,3 a	-20,5	44
Pastagem recuperada há 4 anos	34,3 a	-19,1	55
Brasil			
Vegetação nativa	23,1	-27,3	0
Pastagem Degradadas	20,6	-20,1	50
Pastagem recuperada	20,6	-19,0	58

Fonte: Elaborado pela autora

A FO foi a fração da MOS que mais variou entre os manejos adotados, sendo que apenas nos locais E e F não houve diferença significativa entre os mesmos (Figura 17). O solo da vegetação nativa apresentou maiores teores de C na FO do que os solos sob pastagens, nos locais B, C e G. A FM, nos locais B, C e E, apresentou diferença significativa para os teores de C entre os manejos adotados. Nesses locais, a MOS sob a vegetação nativa apresentou maior teor de C do que sob pastagens (Figura 17); contudo, nessa fração, algumas pastagens apresentaram teor de C similar àquele presente na vegetação nativa. Apenas os locais A, B e F apresentaram diferença significativa para os teores de C na FOM da MOS (Figura 17). Essa fração representa a menor fração da MOS, que corresponde de 1 a 5% do C total. No local B, os maiores teores de C na FOM foram encontrados na vegetação nativa, enquanto nos locais A e F as pastagens apresentaram os maiores teores de C nessa fração. A FSA apresentou os maiores teores de C, constituindo entre 58 e 92% do C da MOS (Figura 17). A proporção de C presente na FSA foi sempre menor na

vegetação nativa do que nas pastagens. Apenas os locais B e E apresentaram diferença significativa nos teores de C dessa fração entre os manejos, e apresentaram comportamentos distintos. No local B, a vegetação nativa apresentou maior teor de C na FSA do que as pastagens, ao contrário do local E, em que as pastagens apresentaram maiores teores de C nessa fração.

Figura 17. Teor de C nas frações da matéria orgânica do solo em: A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO).

Fonte: Elaborado pela autora

4.3.3. Índice de Manejo do Carbono no solo (IMC)

A conversão da vegetação nativa em pastagens acarretou na diminuição do IMC (Figura 18), exceto no local D, onde algumas pastagens foram capazes de melhorar a qualidade do solo em relação à vegetação nativa (PD = 112; PR18 = 142). A recuperação das pastagens degradadas teve impacto positivo no IMC do local A. Neste local, o IMC na pastagem degradada era de 49, alcançando 89 após 5 anos da recuperação (Figura 18). Nos locais B e F não houve diferença do IMC após a recuperação das pastagens degradadas (IMC = 51 no local B; IMC = 55 no local F). Nos locais C e G houve uma diminuição de 20 e 45%, respectivamente, no IMC das pastagens recuperadas em relação às pastagens degradadas. Nos locais D e E houve pastagens recuperadas com IMC superior e também inferior ao IMC das pastagens degradadas.

Figura 18. Índice de manejo do carbono em: A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C- Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO).

Fonte: Elaborado pela autora

4.3.4. Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BM)

Na tabela 8 são apresentados os teores de C presentes na biomassa microbiana do solo e a razão C-BM/COT para os 3 locais avaliados. Observa-se que não houve diferença estatística entre os manejos dentro de cada cronossequência; contudo, as pastagens degradadas sempre apresentaram os maiores teores de C-BM do que as pastagens recuperadas e vegetações nativas. Apesar de não diferir entre os manejos, houve uma grande diferença no C-BM entre os locais avaliados (Tabela 8). O local C apresentou o menor teor de C-BM (entre 86,2 e 105,3 mg kg⁻¹), enquanto o local G mostrou maior teor (entre 245,7 e 539,1 mg kg⁻¹). A proporção C-BM/COT, ou quociente microbiano, variou entre 0,9 e 4,8%, sendo que, no local C, todos os usos avaliados estavam dentro da proporção ideal, entre 2 e 5% (Ferreira et al., 2016). Nos locais F e G, apenas a vegetação nativa do local F apresentou proporção maior que 2%.

Tabela 8. Valores médios de carbono na biomassa microbiana do solo sob diferentes usos em Carmolândia (local C), Paraíso do Tocantins (local F) e Dueré (local G) (TO).

Áreas Estudadas	C da Biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	C-BM/COT (%)
<i>Local C</i>		
Vegetação nativa	105,3 a	4,8
Pastagem degradada	111,2 a	3,5
Pastagem recuperada há 4 anos	86,2 a	2,0
<i>Local F</i>		
Vegetação nativa	299,0 a	2,0
Pastagem degradada	322,0 a	1,9
Pastagem recuperada há 9 anos	299,3 a	1,7
<i>Local G</i>		
Vegetação nativa	459,5 a	1,3
Pastagem degradada	539,1 a	1,6
Pastagem recuperada há 6 anos	245,7 a	0,9

Fonte: Elaborado pela autora

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

Na figura 19 são apresentados os teores de COT e de H_{FIL} avaliados nos locais D, E, F e G. Dos 4 locais avaliados quanto à humificação da MOS, apenas em E houve diferença significativa entre os diferentes usos da terra. Nesse local, a vegetação nativa apresentou maior grau de humificação da MOS do que as pastagens (Figura 19). Nos demais locais a MUT não alterou significativamente o grau de humificação da MOS, contudo apresentam uma leve tendência de aumento do H_{FIL} nos solos sob pastagens. Os valores de H_{FIL} observados nos locais D, E e F (Figura 19) foram de 2 a 3 vezes maiores que os verificados para os diferentes usos do solo no local G, indicando que a preservação dos componentes mais aromáticos da MOS é um mecanismo predominante nesses ambientes.

Figura 19. Carbono orgânico total (COT) e índice de humificação (H_{FIL}) em D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G- Paraíso (TO).

Fonte: Elaborado pela autora

4.4. Discussão

A MUT e/ou as alterações nos manejos adotados levam a alterações na quantidade e na qualidade da MOS (Durigan et al., 2017; Oliveira et al., 2016, 2017; Silva-Olaya, Cerri e Cerri, 2016). No presente estudo, os estoques de C não variaram entre os diferentes usos e manejos dos solos (Tabela 7), para a maioria dos locais avaliados. Esse resultado se deve, provavelmente, ao fato de que as pastagens possuem um sistema radicular robusto, com grande entrada de biomassa e pouca perturbação do solo, que contribui para que sejam capazes de sequestrar C (Durigan et al., 2017; Ferreira et al., 2016). Além disso, mesmo as pastagens estando degradadas pode não ocorrer redução dos estoques de C no solo em relação à vegetação nativa, dependendo do estado de degradação da pastagem e das condições edafoclimáticas da região (Dias-Filho, 2014). Esse comportamento é mais frequente em solos com

baixa fertilidade natural e baixa produção primária vegetal, comum em solos altamente intemperizados das regiões tropicais (Boddey et al., 2010; Durigan et al., 2017). Também não foram constatadas alterações nos estoques de C dos solos após a conversão da floresta amazônica em pastagem.

No presente estudo, apenas no local B houve diminuição dos estoques de C no solo sob pastagens em relação à vegetação nativa. Por outro lado, a degradação das pastagens pode afetar negativamente os estoques de C nos solos (Oliveira et al., 2016; Silva-Olaya, Cerri e Cerri, 2016), principalmente quando há uma drástica redução do sistema radicular da gramínea e morte do capim, deixando o solo exposto (Dias-Filho, 2014).

A conversão da vegetação nativa em pastagens altera a composição isotópica da MOS devido à substituição da cobertura vegetal, antes predominada por plantas de ciclo C3, por plantas de ciclo C4 (Durigan et al., 2017; Oliveira et al., 2016). Os solos sob vegetação nativa apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ típicos de solos sob plantas de ciclo C3. Plantas C3 absorvem mais ^{12}C , por isso apresentam valores entre -20 e -34‰, enquanto plantas C4 discriminam menos o ^{13}C , sendo assim mais enriquecidas, com valores entre -6 e -19‰ (Smith e Epstein, 1971). Nesse estudo, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas pastagens variaram entre -22 e -14‰, valores semelhantes em solos sob pastagem foram relatados por Carvalho et al. (2010) e Oliveira et al. (2016) (Tabela 7). Rosolen et al. (2012), em estudo conduzido no Cerrado, mostraram valores de $\delta^{13}\text{C}$ para solos sob vegetação nativa e pastagem de -26 e -17‰, respectivamente, nos primeiros 30 cm. Assad et al. (2013) apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ em solos sob pastagens na ordem de -18‰, até 30 cm de profundidade.

Após a conversão da vegetação nativa em pastagem, são observados dois processos simultâneos na dinâmica do C no solo: a contínua mineralização do C proveniente da vegetação nativa e a contínua incorporação do C advindo dos resíduos da nova cobertura do solo. Dessa forma, no solo sob pastagem há C remanescente da vegetação nativa (50% nas pastagens degradadas e 42% nas pastagens recuperadas; Tabela 7) e C adicionado pela pastagem (50% nas pastagens degradadas e 58% nas pastagens recuperadas; Tabela 7). A maior taxa de substituição do C proveniente da vegetação nativa por aquele proveniente da pastagem ocorre nos primeiros 10 cm do solo, devido à maior entrada de resíduos nessa profundidade (Tabela 7). Araújo et al. (2011) observaram que, em pastagens implantadas há 20 anos na Amazônia, mais de 50% do C do solo era originário da pastagem nos primeiros 10 cm de profundidade, enquanto Dortzbach et al. (2015) observaram que 52% do C do solo era proveniente da pastagem após mais de 50 anos de implantação, na mesma profundidade. Dessa forma, fica evidente que o tempo de implantação da pastagem não é o único fator responsável pelo aumento do C derivado das mesmas, devendo-se, portanto, considerar outras características, como as condições edafoclimáticas. As maiores substituições do C nativo para o C da pastagem ocorreram no local C, cujo solo apresenta baixo teor de argila, onde até 92% do C foi substituído por C proveniente de pastagem (Tabela 7). A argila é fundamental para aumentar a recalcitrância da MOS, seja por meio de interação química entre a MOS e o coloide ou através da proteção física, quando a MOS fica retida dentro dos agregados do solo. O local que apresentou menor substituição de C foi o E, cujo solo apresenta o maior teor de argila entre os avaliados (Apêndice B). Nesse local, de 53 a 63% do C é remanescente da vegetação nativa (Tabela 7).

O fracionamento físico da MOS permite estudar a dinâmica do C no solo e as alterações que a MUT provoca à mesma. De acordo com Durigan et al. (2017), as frações físicas da MOS são altamente influenciadas pelo tipo de planta que dá origem à fração orgânica. Dependendo do material adicionado, ocorre variação nas taxas de decomposição da MOS e, consequentemente, há influência no teor de C e N do solo a curto prazo. A FO é constituída por resíduos vegetais em estágios iniciais de decomposição, raízes e hifas de fungos; enquanto a FM é constituída basicamente por areia (grossa, média e fina); a FOM é onde se encontram os microagregados do solo que

atuam como agentes de ligação; já a FSA é a fração mais recalcitrante, principalmente ligada à fração de silte e argila do solo.

A MUT levou a alterações nas frações da MOS, principalmente na FO, promovendo diminuição do teor de C (Figura 17). Apenas no local D as pastagens apresentaram maiores teores de C na FO em relação à vegetação nativa. Nesse local as pastagens recuperadas são consorciadas com leguminosas (Figura 12), o que contribui para o aumento da produção e o depósito de biomassa no solo. Essa fração é muito dependente do aporte de C no solo, sendo a mais ativa no processo de ciclagem de nutrientes. Durigan et al. (2017) mostraram que, após 20 anos de implantação de uma pastagem, apenas 30% do C nas frações mais lábeis da MOS são provenientes da vegetação nativa, enquanto nas frações mais recalcitrantes esse valor chega a 68%.

O IMC, proposto por Blair, Lefroy e Lisle (1995), expressa a qualidade do solo em termos de incrementos no estoque de C e na proporção de C lábil em comparação a um solo de referência. O C lábil é muito importante, e está associado à disponibilidade e à ciclagem de nutrientes, bem como influencia diretamente os atributos químicos, físicos e biológicos do solo (Fernández-Romero et al., 2016; Oliveira et al., 2017). Ao calcular o IMC, se atribui arbitrariamente um valor de 100 para a área de referência, sendo no presente estudo a vegetação nativa. Dessa forma, sistemas de manejo que apresentam IMC igual ou superior ao da referência evidenciam a capacidade de melhorar a qualidade do solo e promover a sustentabilidade do agroecossistema. Por outro lado, IMCs inferiores a 100 indicam impactos negativos do sistema sobre a qualidade da MOS. No presente estudo, o IMC foi sensível às MUT e às mudanças de manejo (Figura 18).

Quando as pastagens se encontraram degradadas, ocorreu um declínio da qualidade da MOS em quase todas as áreas avaliadas (Figura 18). Esses valores são corroborados por aqueles encontrados por Oliveira et al. (2017) e Santos et al. (2017), que mostraram que pastagens degradadas apresentam IMC próximo a 40. Apenas a pastagem degradada do local D apresentou IMC superior a 100 (Figura 18). Por outro lado, a recuperação das pastagens pode contribuir para a melhoria da qualidade da MOS. Contudo, em alguns casos a recuperação das pastagens provocou impactos negativos no IMC. Isso se deve provavelmente à exposição da MOS após o preparo do solo no momento da recuperação da pastagem (Santos, dos et al., 2016). Nesse caso, a MOS antes protegida fica exposta ao ataque microbiano, aumentando sua decomposição e diminuindo o C lábil.

A biomassa microbiana é a parte viva e ativa do solo, e pode servir como indicadora de mudanças na qualidade da MOS, uma vez que esta é mais sensível à mudança de uso de solo e manejo (Mazzetto et al., 2016). O C-BM é fortemente influenciado pela disponibilidade de matéria orgânica, pelas espécies de plantas cultivadas, pelos exsudatos das raízes e pela intensidade do pastejo (Ferreira et al., 2016; Sun et al., 2017). No presente estudo, o C-BM do solo não foi um indicador efetivo das alterações na qualidade do mesmo, pois em nenhum local avaliado houve diferença significativa entre os usos da terra (Tabela 8). Leite et al. (2013) também não encontraram diferença significativa para o C-BM entre áreas de vegetação nativa e pastagens no estado do Maranhão. Contudo, Ferreira et al. (2016) mostraram que, no semiárido, a implantação de pastagens promoveu um aumento do C-BM. Nessa mesma linha, McGonigle e Turner (2017) mostraram que, em pastagens, o C-BM aumenta significativamente em resposta ao aumento do estoque de C no solo. Houve grande diferença nos teores de C-BM entre os locais avaliados (Tabela 8). O local C, cujo solo é classificado como um plintossolo, apresentou os menores teores de C-BM (entre 86,2 e 105,3 mg kg⁻¹). A presença de concreções ferruginosas é um impedimento físico para o crescimento de muitas plantas, e isso pode também limitar o crescimento da população microbiana. Por outro lado, o local G apresentou os maiores teores de C-BM (entre 245,7 e 539,1 mg kg⁻¹), sendo que nessas áreas a fertilidade natural era a mais elevada (Tabela 8 e Apêndice B).

A proporção C-BM/COT, ou quociente microbiano, é um indicador da disponibilidade de matéria orgânica para microrganismos (Ferreira et al., 2016; Leite et al., 2013), sendo que um solo em estado de equilíbrio apresenta valores entre 2 e 5. No presente estudo, apenas no local C todas as áreas avaliadas apresentaram quociente microbiano ideal, sendo que possivelmente o baixo teor de C-BM contribuiu para ter proporção adequada nesse local. Em solos com baixa disponibilidade ou qualidade de substrato, ou mesmo com outro fator limitante, a biomassa microbiana está sob estresse e é incapaz de utilizar totalmente o C orgânico, caso em que a proporção C-BM/COT tende a diminuir.

O índice de humificação da MOS (H_{FIL}) variou entre os usos dos solos apenas no local E (Figura 18), indicando que nos demais locais avaliados o sistema permaneceu em equilíbrio ao longo dos anos de cultivo das pastagens, mesmo após a sua degradação. No local E, a vegetação nativa apresentou maior grau de humificação do que os solos sob pastagens, ou seja, a vegetação nativa possui MOS mais recalcitrante do que as pastagens. O solo sob pasto recuperado há 4 anos (PR4) apresentou o maior teor de C e o menor H_{FIL} (Figura 19), indicando um maior aporte de matéria orgânica e diluindo assim a MOS recalcitrante (Favoretto et al., 2008). Os valores de H_{FIL} observados nos locais D, E e F (Figura 19) foram de 2 a 3 vezes maiores que os verificados para os diferentes usos do solo no local G, indicando que a preservação dos componentes mais aromáticos da MOS é um mecanismo predominante nesses ambientes. A diferença dos valores de H_{FIL} entre locais contrastantes está relacionada ao teor de C, à composição da MOS e às características da fração mineral e/ou estrutura do solo (Baldock e Skjemstad, 2000; Tivet et al., 2013).

4.5. Conclusões

Apesar de muitas vezes os estoques de C no solo não diferirem, a cronosequência vegetação nativa / pastagens degradadas / pastagens recuperadas provoca alterações na qualidade da MOS. A implantação de pastagens promove substituição média de 53% do C inicial por C originado pelas gramíneas plantadas. O fracionamento físico da MOS permitiu avaliar as alterações de qualidade da mesma em solos sob pastagens, principalmente a fração orgânica (FO: 2000-75 μ m). O IMC mostrou ser uma ferramenta eficiente para a avaliação do impacto de um manejo na MOS, sendo que o consórcio de pastagens com *Pueraria* spp. proporcionou IMC superior ao da vegetação nativa. O C da biomassa microbiana e o grau de humificação não foram sensíveis o suficiente para serem utilizados como indicadores de qualidade do solo na recuperação de pastagens. Esses resultados mostram que, em curto prazo, a recuperação das pastagens aumenta o teor de C lábil do solo; contudo, para ser uma ferramenta eficiente na mitigação das emissões de gases do efeito estufa, é importante que o C esteja numa forma mais recalcitrante no solo.

Referências

- ARAÚJO, E. A. et al. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. *Acta amazônica*, v. 41, n. 1, 2011.
- ASSAD, E. D. et al. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences*, v. 10, n. 10, p. 6141–6160, 2013.

- BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry*, v. 31, n. 7, p. 697–710, 2000.
- BENBI, D. K. et al. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. *Geoderma*, v. 237, p. 149–158, 2015.
- BERNOUX, M. et al. 1998. The use of stable isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, 82: 43–58.
- 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*, v. 46, n. 7, p. 1459–1466, 1995.
- BODDEY, R. M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784–795, 2010.
- BRAZ, S. P. et al. Soil Carbon Stocks under Productive and Degraded Pastures in the Brazilian Cerrado. *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 914, 2013.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.
- CARVALHO, J. L. N. et al. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 110, n. 1, p. 175–186, 2010.
- CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, v. 52, n. 3, p. 345–353, 1 set. 2001.
- DIAS-FILHO, M. B. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), 36p, 2014.
- DORTZBACH, D. et al. Estoque de C e abundância natural de ^{13}C em razão da conversão de áreas de floresta e pastagem em bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 6, 2015.
- DURIGAN, M. R. et al. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability*, v. 9, n. 3, p. 379, 2017.
- ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 75, n. 4, p. 529–538, 1995.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997.
- FAVORETTO, C. M. et al. Determinação Da humificação Da matéria orgânica De um latossolo e De suas frações organo-minerais. *Quim. Nova*, v. 31, n. 8, p. 1994–1996, 2008.
- FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, v. 79, n. 1–4, p. 69–116, 1997.
- FERNÁNDEZ-ROMERO, M. L. et al. Evaluation of optical techniques for characterising soil organic matter quality in agricultural soils. *Soil and Tillage Research*, v. 155, p. 450–460, 2016.
- FERREIRA, A. C. C. et al. Land-Use Type Effects on Soil Organic Carbon and Microbial Properties in a Semi-arid Region of Northeast Brazil. *Land Degradation & Development*, v. 27, n. 2, p. 171–178, 2016.
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Frações da matéria orgânica em áreas de Latossolo sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado do estado de Goiás. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 6, 2013.
- IBGE, I. B. DE G. E. E. Censo Agropecuário. IBGE. Disponível, 2006.
- LEITE, L. F. C. et al. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi*, v. 17, n. 12, 2013.

- MAIA, S. M. F. et al. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, v. 149, n. 1, p. 84–91, 2009.
- MAIA, S. M. F. et al. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 75–84, 2013.
- MARTINS, T. et al. Soil organic matter humification under different tillage managements evaluated by Laser Induced Fluorescence (LIF) and C/N ratio. *Soil and Tillage Research*, v. 111, n. 2, p. 231–235, 2011.
- MAZZETTO, A. M. et al. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. *Livestock Science*, v. 175, p. 101–112, 2015.
- MAZZETTO, A. M. et al. Activity of soil microbial biomass altered by land use in the southwestern Amazon. *Bragantia*, v. 75, n. 1, p. 79–86, 2016.
- MCGONIGLE, T. P.; TURNER, W. G. Grasslands and Croplands Have Different Microbial Biomass Carbon Levels per Unit of Soil Organic Carbon. *Agriculture*, v. 7, n. 7, p. 57, 2017.
- MILORI, D. M. B. P. et al. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. *Soil Science*, v. 167, n. 11, p. 739–749, 2002.
- MILORI, D. M. B. P. et al. Organic matter study of whole soil samples using laser-induced fluorescence spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal*, v. 70, n. 1, p. 57–63, 2006.
- NELSON, D. W.; SOMMERS, L. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, n. *methodsofsoilan2*, p. 539–579, 1982.
- OLIVEIRA, D. M. DA S. et al. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 228, p. 38–48, 2016.
- ____. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. *Ecological Indicators*, v. 72, p. 411–419, 2017.
- RAIJ, B. VAN. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. 2001.
- ROSOLEN, V. et al. Impactos da substituição da vegetação original do Cerrado brasileiro em sistemas agrícolas: alteração do carbono orgânico do solo e $\delta^{13}\text{C}$. *Investigaciones geográficas*, n. 79, p. 39–47, 2012.
- SANTOS, F. A. S. et al. DINÂMICA DO CARBONO ORGÂNICO DE SOLOS SOB PASTAGENS EM CAMPOS DE MURUNDUS. *Scientia Agraria*, v. 18, n. 2, p. 43–53, 2017.
- SANTOS, L. T. DOS et al. Windthrows increase soil carbon stocks in a Central Amazon forest. *Biogeosciences*, v. 13, n. 4, p. 1299–1308, 2016.
- SILVA-OLAYA, A. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Changes in soil organic carbon fractions in response to sugarcane planting in the central-south region of Brazil. *African Journal of Agricultural Research*, v. 11, n. 29, p. 2577–2583, 2016.
- SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant physiology*, v. 47, n. 3, p. 380–384, 1971.
- SUN, G. et al. Responses of root exudation and nutrient cycling to grazing intensities and recovery practices in an alpine meadow: An implication for pasture management. *Plant and Soil*, p. 1–11, 2017.
- TIVET, F. et al. Assessing humification and organic C compounds by laser-induced fluorescence and FTIR spectroscopies under conventional and no-till management in Brazilian Oxisols. *Geoderma*, v. 207, 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*, v. 19, n. 6, p. 703–707, 1987.

- VIEIRA, F. C. B. et al. 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*, v. 96, n. 1, p. 195–204, 2007.
- WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, v. 37, n. 1, p. 29–38, 1934.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao estudar a dinâmica da matéria orgânica nos solos sob pastagens, fica evidente que, de maneira geral, as pastagens degradadas resultam no declínio dos estoques de C no solo, principalmente das formas mais lábeis. Contudo, dependendo das condições edáficas, climáticas e do grau de degradação, não há diminuição dos estoques de C no solo. Os solos de textura argilosa ou muito argilosa apresentam as menores reduções nos seus estoques de C.

Via de regra, no momento da renovação das pastagens é feito o preparo do solo antes da semeadura da forrageira, e este é o principal motivo para o declínio do estoque de C no solo sob as pastagens recuperadas nos primeiros anos após a renovação. Porém, com o passar do tempo, as pastagens recuperadas acumulam C no solo, apresentando estoque de C superiores ou iguais ao da vegetação nativa.

O fracionamento da Matéria Orgânica do Solo (MOS) e o Índice de Manejo do Carbono (IMC) mostraram-se ferramentas eficazes para comprovar as mudanças na qualidade da MOS. A recuperação das pastagens promoveu uma melhora significativa nos teores de C lábeis da MOS, principalmente quando a pastagem é cultivada em consórcio com a *Pueraria* spp.

Através da meta-análise, pode-se estimar as alterações dos estoques de C nos solos sob pastagens em diferentes status em todo o Brasil. Observou-se que, apesar de alguns trabalhos mostrarem que as pastagens degradadas podem apresentar estoques de C semelhantes aos da vegetação nativa em todos os biomas avaliados do território nacional, a degradação da pastagem reduziu o estoque de C no solo. A dificuldade em se obter informações para a definição do status das pastagens é uma realidade da pecuária brasileira, uma vez que feita de forma extensiva, a maioria dos proprietários não apresentam histórico agrônomo das áreas. Além do mais, pastagens podem estar degradadas agronomicamente (aparecimento de plantas invasoras e redução da capacidade de suporte), mas ainda não apresentarem redução dos estoques de C no solo.

As pastagens nominais, quando presentes nos solos de texturas mais leves ou na Amazônia, propiciaram aumento do estoque de C no solo em relação à vegetação nativa, enquanto as pastagens melhoradas no Cerrado diminuem os estoques de C no solo em relação à vegetação nativa.

De modo geral, os resultados comprovam que a recuperação de pastagens degradadas é uma prática capaz de sequestrar C no solo, e dessa forma promover a mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE). Todos os biomas avaliados comprovaram o aumento dos estoques de C nos solos sob pastagens recuperadas a níveis superiores aos da vegetação nativa. Contudo, as pastagens na Amazônia apresentaram os maiores aumentos, seguidas das pastagens na Mata Atlântica e no Cerrado. Quando avaliada a influência da textura do solo nas alterações dos estoques de C, percebeu-se que os maiores acúmulos sob pastagens recuperadas ocorreram em solos de texturas média e arenosa.

Dessa forma, pode-se inferir que para o melhor aproveitamento dos recursos do Plano ABC, com maiores retornos em termos de sequestro de C no solo, dever-se-ia priorizar as áreas com solos de textura média.

Assim, pode-se inferir que a recuperação das pastagens degradadas, juntamente com a intensificação da produção, além de mitigar as emissões de GEE pode resultar no aumento do rebanho bovino para suprir a demanda crescente por carne bovina, sem a necessidade de aumentar as áreas de pastagens, podendo até liberar áreas para a expansão de culturas agrícolas e silvicultura.

APÊNDICES

APÊNDICE A.

Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Referência	Bioma	Município	Textura do solo	Status da Pastagem	Profundidade (cm)	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						Vegetação nativa	Pastagem
Araújo et al., (2011)	Amazônia	Senador Guiomard - AC	Média	Degradada	0-10	29,1	27,9
Araújo et al., (2011)	Amazônia	Senador Guiomard - AC	Média	Degradada	0-20	46,4	46,2
Araújo et al., (2011)	Amazônia	Rio Branco -AC	Média	Degradada	0-10	15,3	29,3
Araújo et al., (2011)	Amazônia	Rio Branco -AC	Média	Degradada	0-20	26,1	40,4
Araújo et al., (2011)	Amazônia	Rio Branco -AC	Média	-	0-10	15,3	14,1
Araújo et al., (2011)	Amazônia	Rio Branco -AC	Média	-	0-20	26,1	23,5
Barreto et al., (2008)	Mata Atlântica	Una - BA	Argilosa	-	0-10	28,7	27,4
Barreto et al., (2008)	Mata Atlântica	Una - BA	Argilosa	-	0-20	47,5	48,7
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Recuperada	0-10	20,2	23,7
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Recuperada	0-20	32,9	42,8
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Recuperada	0-30	45,0	54,8
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-10	20,2	21,8
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-20	32,9	37,2
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-30	45,0	48,8
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-10	20,2	18,9
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-20	32,9	34,2
Bernoux et al., (1999)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-30	45,0	46,0
Bráz et al., (2013a)	Amazônia	Tailândia- PA	Média	Degradada	0-20	31,4	27,1
Bráz et al., (2013a)	Amazônia	Tailândia- PA	Média	-	0-20	31,4	32,7
Bráz et al., (2013a)	Amazônia	Tailândia- PA	Média	-	0-20	31,4	28,9
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-10	9,2	13,4
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-20	18,6	23,9
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-30	26,0	31,3
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-100	59,3	63,1
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-10	9,2	8,4
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-20	18,6	18,8
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-30	26,0	25,8
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-100	59,3	55,0
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-10	8,9	10,4
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-20	15,6	19,8
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-30	22,1	27,6
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-100	57,6	64,4
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-10	8,9	11,3
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-20	15,6	19,7
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-30	22,1	26,7
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-100	57,6	63,2

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-10	20,0	22,4
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-20	33,5	39,3
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-30	42,5	50,2
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-100	83,1	94,2
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Degradada	0-10	20,0	18,1
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Degradada	0-20	33,5	29,5
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Degradada	0-30	42,5	38,8
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Degradada	0-100	83,1	79,8
Braz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Recuperada	0-10	25,3	23,6
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Recuperada	0-20	44,6	45,2
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Recuperada	0-30	60,7	65,4
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Recuperada	0-100	124,4	168,8
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Degradada	0-10	25,3	23,3
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Degradada	0-20	44,6	43,5
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Degradada	0-30	60,7	61,1
Bráz et al., (2013b)	Cerrado	Luz - MG	Muito Argilosa	Degradada	0-100	124,4	140,9
Calonego et al., (2012)	Cerrado	Presidente Prudente - SP	Muito Argilosa	Recuperada	0-20	32,6	11,7
Cardoso et al., (2010)	Pantanal	Nhecolândia - MS	Arenosa	-	0-10	22,0	16,7
Cardoso et al., (2010)	Pantanal	Nhecolândia - MS	Arenosa	-	0-20	38,9	28,3
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	27,8	23,6
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	44,0	31,4
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	56,2	42,2
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	27,8	29,3
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	44,0	41,9
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	56,2	63,8
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Normal	0-10	27,8	31,7
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Normal	0-20	44,0	51,3
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Normal	0-30	56,2	67,1
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Normal	0-10	27,8	29,8
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Normal	0-20	44,0	46,8
Carvalho et al., (2010)	Amazônia	Chupinguaia - RO	Muito Argilosa	Normal	0-30	56,2	63,2
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-10	33,7	25,0
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-10	56,0	24,8
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-20	75,8	44,2
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-20	33,7	43,5
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-30	56,0	62,4
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-30	75,8	61,6
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-10	33,7	25,9
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-10	56,0	24,5

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-20	75,8	49,1
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-20	33,7	45,7
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-30	56,0	64,4
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Melhorada	0-30	75,8	68,3
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Degradada	0-10	33,7	23,2
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Degradada	0-20	56,0	42,8
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Degradada	0-30	75,8	60,1
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Degradada	0-10	33,7	22,4
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Degradada	0-20	56,0	39,7
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Santa Carmem - MT	Média	Degradada	0-30	75,8	56,4
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Montividiu - GO	Média	Melhorada	0-10	30,0	28,9
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Montividiu - GO	Média	Melhorada	0-20	55,5	55,9
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Montividiu - GO	Média	Melhorada	0-30	76,6	67,7
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Montividiu - GO	Média	Normal	0-10	30,0	31,6
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Montividiu - GO	Média	Normal	0-20	55,5	61,8
Carvalho et al., (2010)	Cerrado	Montividiu - GO	Média	Normal	0-30	76,6	73,5
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	15,6
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	26,2
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	34,9
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	21,7
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	33,9
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	43,3
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	20,7
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	31,7
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	40,0
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	19,6
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	28,7
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	35,8
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	22,1
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	32,4
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	40,2
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	23,5
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	37,3
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	47,4
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-10	15,6	25,5
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-20	25,9	40,9
Cerri et al., (2004)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	34,4	51,5
Cardoso et al., (2010)	Pantanal	Nhecolândia - MS	Arenosa	-	0-10	16,8	8,7
Cardoso et al., (2010)	Pantanal	Nhecolândia - MS	Arenosa	-	0-20	21,9	15,1
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-10	27,2	34,7

APÊNDICE A.

Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-20	39,1	20,3
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	48,1	45,8
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-10	27,2	22,9
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Argilosa	-	0-20	39,1	42,5
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Argilosa	-	0-30	48,1	51,5
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-10	29,0	25,6
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-20	48,4	43,3
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-100	86,9	86,6
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-10	29,0	25,4
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-20	48,4	42,5
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-100	86,9	81,3
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-10	29,0	27,6
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-20	48,4	45,5
Koutika et al., (1997)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	-	0-100	86,9	90,6
Costa et al., (2009)	Mata Atlântica	Itabela - BA	Média	Degradada	0-30	55,1	45,0
Costa et al., (2009)	Mata Atlântica	Itabela - BA	Média	Melhorada	0-30	55,1	55,4
Costa et al., (2009)	Mata Atlântica	Itabela - BA	Média	Melhorada	0-30	55,1	61,0
Costa et al., (2009)	Mata Atlântica	Itabela - BA	Média	Melhorada	0-30	55,1	61,0
Costa Jr et al., (2011)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Degradada	0-10	29,4	16,5
Costa Jr et al., (2011)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Degradada	0-20	51,9	37,4
Coutinho et al., (2010)	Mata Atlântica	Cruzeiro - SP	Média	-	0-10	29,7	22,5
Coutinho et al., (2010)	Mata Atlântica	Cruzeiro - SP	Média	-	0-20	44,3	40,3
Coutinho et al., (2010)	Mata Atlântica	Cruzeiro - SP	Média	-	0-100	107,1	110,5
Desjardins et al., (1993)	Amazônia	Capitão Poço - PA	Média	Melhorada	0-10	19,2	17,4
Desjardins et al., (1993)	Amazônia	Capitão Poço - PA	Média	Melhorada	0-20	31,4	28,1
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	-	0-10	33,0	36,6
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	-	0-20	55,1	58,6
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	-	0-10	33,0	43,7
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	-	0-20	55,1	67,0
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	-	0-10	33,0	39,9
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	-	0-20	55,1	61,1
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	-	0-10	16,1	17,3
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	-	0-20	29,2	30,2
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	-	0-10	16,1	18,4
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	-	0-20	29,2	30,9
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	-	0-10	16,1	19,2
Desjardins et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	-	0-20	29,2	30,6

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar as alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Maia et al., (2009)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	.	Degradada	0-30	39,3	41,6
Guareschi et al., (2012)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Recuperada	0-10	26,9	26,2
Guareschi et al., (2012)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Recuperada	0-20	51,2	45,6
Guareschi et al., (2012)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Degradada	0-10	26,9	22,6
Guareschi et al., (2012)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Degradada	0-20	51,2	42,7
Guareschi et al., (2012)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Degradada	0-10	32,7	14,5
Guareschi et al., (2012)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Degradada	0-20	68,7	28,5
Maia et al., (2009)	Amazônia	Nova Monte Verde-MT	.	Normal	0-30	46,2	46,2
Maia et al., (2009)	Amazônia	Pimenteiras do Oeste - RO	.	Degradada	0-30	33,4	26,5
Maia et al., (2009)	Cerrado	Itaúba - MT	.	Normal	0-30	41,3	38,5
Maia et al., (2009)	Cerrado	Itiquira - MT	Arenosa	Degradada	0-30	25,2	23,6
Maia et al., (2009)	Amazônia	Cáceres - MT	Arenosa	Melhorada	0-30	25,6	27,6
Maia et al., (2009)	Amazônia	Cáceres - MT	Arenosa	Normal	0-30	25,6	28,8
Maia et al., (2009)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	.	Normal	0-30	65,3	52,8
Maia et al., (2009)	Amazônia	Guarantã do Norte - MT	.	Degradada	0-30	31,2	37,5
Maia et al., (2009)	Amazônia	Guarantã do Norte - MT	.	Normal	0-30	31,2	47,8
Maia et al., (2009)	Cerrado	Itaúba - MT	.	Normal	0-30	54,4	55,9
Maia et al., (2009)	Cerrado	Itiquira - MT	.	Melhorada	0-30	67,1	75,1
Maia et al., (2009)	Amazônia	Nova Monte Verde-MT	.	Normal	0-30	35,4	31,9
Maia et al., (2009)	Amazônia	Pimenteiras do Oeste - RO	.	Degradada	0-30	46,5	38,1
Maia et al., (2009)	Cerrado	Porto Esperidão - MT	.	Degradada	0-30	50,8	54,1
Maia et al., (2009)	Cerrado	Ribeirão Cascalheira - MT	.	Degradada	0-30	38,5	28,0
Maia et al., (2009)	Cerrado	Ribeirão Cascalheira - MT	.	Melhorada	0-30	38,5	34,2
Maia et al., (2009)	Amazônia	Rio Crespo - MT	.	Degradada	0-30	38,9	44,7
Maia et al., (2009)	Amazônia	Rio Crespo - MT	.	Degradada	0-30	38,9	44,6
Maia et al., (2009)	Amazônia	São José do Xingu - MT	.	Degradada	0-30	36,1	30,6
Maia et al., (2009)	Amazônia	São José do Xingu - MT	.	Melhorada	0-30	36,1	37,6
Maia et al., (2009)	Amazônia	São José do Xingu - MT	.	Normal	0-30	36,1	35,1
Maia et al., (2009)	Cerrado	Sorriso - MT	.	Normal	0-30	61,4	50,5
Maia et al., (2009)	Amazônia	Santa Luzia D' oeste - RO	.	Degradada	0-30	55,7	75,0
Maia et al., (2009)	Amazônia	Theobroma - RO	.	Degradada	0-30	46,8	55,5
Maia et al., (2009)	Amazônia	Theobroma - RO	.	Melhorada	0-30	46,8	55,0
Maia et al., (2009)	Amazônia	Theobroma - RO	.	Normal	0-30	46,8	57,7
Maia et al., (2009)	Cerrado	Varzea Grande - MT	.	Degradada	0-30	40,5	34,8
Maia et al., (2009)	Amazônia	Vila Rica - MT	.	Degradada	0-30	45,8	36,5
Maia et al., (2009)	Amazônia	Vila Rica - MT	.	Degradada	0-30	45,8	23,7
Maquere et al., (2008)	Cerrado	Itatinga - SP	Média	-	0-30	32,8	35,0
Maquere et al., (2008)	Cerrado	Itatinga - SP	Média	-	0-100	75,6	82,2
Maquere et al., (2008)	Cerrado	Itatinga - SP	Média	-	0-30	32,8	37,2

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Maquere et al., (2008)	Cerrado	Itatinga - SP	Média	-	0-100	75,6	85,6
Marchão et al., (2009)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	60,9	52,2
Marchão et al., (2009)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	60,9	52,9
Marchão et al., (2009)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	60,9	53,2
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Arenosa	-	0-10	14,4	21,2
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-20	22,7	31,4
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	29,7	38,5
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-10	14,4	21,0
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-20	22,7	34,9
Moraes et al., (1996)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	29,7	44,7
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Recuperada	0-10	14,7	14,2
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Recuperada	0-20	15,6	23,8
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Degradada	0-10	14,7	18,8
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Degradada	0-20	15,6	30,0
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Degradada	0-10	14,7	16,3
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Degradada	0-20	15,6	26,6
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Degradada	0-10	14,7	15,0
Muller et al., (2004)	Amazônia	Marabá - AM	Média	Degradada	0-20	15,6	26,7
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	16,0
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	34,6
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	22,4
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	43,8
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	19,8
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	39,8
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	19,1
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	35,5
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	21,0
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	38,8
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	23,4
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	46,9
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	15,6	26,7
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	32,3	50,0
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	14,0	18,0
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	27,4	39,7
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	14,0	21,2
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	27,4	36,5
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-10	14,0	21,9
Neill et al., (1997)	Amazônia	Nova Vida - RO	Média	-	0-30	27,4	39,2
Neill et al., (1997)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-10	14,4	21,2
Neill et al., (1997)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	29,7	38,5
Neill et al., (1997)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-10	14,4	20,9

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Neill et al., (1997)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	29,7	44,6
Maia et al., (2009)	Amazônia	Porto Esperidão - MT	.	Normal	0-30	18,1	22,6
Neill et al., (1997)	Amazônia	Porto Velho - RO	Argilosa	-	0-10	25,7	24,7
Neill et al., (1997)	Amazônia	Porto Velho - RO	Argilosa	-	0-30	62,0	61,0
Neill et al., (1997)	Amazônia	Cacaulândia - RO	Arenosa	-	0-10	18,3	15,3
Neill et al., (1997)	Amazônia	Cacaulândia - RO	Arenosa	-	0-30	39,3	32,1
Neill et al., (1997)	Amazônia	Vilhena - RO	Muito Argilosa	-	0-10	21,8	17,2
Neill et al., (1997)	Amazônia	Vilhena - RO	Muito Argilosa	-	0-30	50,4	47,6
Neill et al., (1997)	Amazônia	Vilhena - RO	Muito Argilosa	-	0-10	21,8	20,2
Neill et al., (1997)	Amazônia	Vilhena - RO	Muito Argilosa	-	0-30	50,4	54,3
Cardoso et al., (2010)	Pantanal	Nhecolândia - MS	Arenosa	-	0-10	16,8	9,8
Cardoso et al., (2010)	Pantanal	Nhecolândia - MS	Arenosa	-	0-20	38,6	13,8
Magalhães et al., (2013)	Amazônia	Colorado do Oeste - RO	Média	Degradada	0-10	39,4	28,9
Magalhães et al., (2013)	Amazônia	Colorado do Oeste - RO	Média	Degradada	0-20	49,1	43,8
Magalhães et al., (2013)	Amazônia	Colorado do Oeste - RO	Média	Degradada	0-30	58,4	64,1
Magalhães et al., (2013)	Amazônia	Colorado do Oeste - RO	Média	Melhorada	0-10	39,4	31,7
Magalhães et al., (2013)	Amazônia	Colorado do Oeste - RO	Média	Melhorada	0-20	49,1	44,2
Magalhães et al., (2013)	Amazônia	Colorado do Oeste - RO	Média	Melhorada	0-30	58,4	55,1
Portugal et al., (2008)	Mata Atlântica	Visconde do Rio Branco - MG	Argilosa	Degradada	0-10	20,7	13,2
Portugal et al., (2008)	Mata Atlântica	Visconde do Rio Branco - MG	Argilosa	Degradada	0-20	37,3	26,9
Marques et al., (2015)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	Degradada	0-10	41,7	33,7
Marques et al., (2015)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	Degradada	0-20	60,0	51,4
Marques et al., (2015)	Amazônia	Manaus - AM	Muito Argilosa	Degradada	0-100	119,6	110,7
Roscoe et al., (2001)	Cerrado	Sete Lagoas - MG	Muito Argilosa	-	0-20	64,6	48,8
Roscoe et al., (2001)	Cerrado	Sete Lagoas - MG	Muito Argilosa	-	0-100	203,2	179,8
Roscoe et al., (2001)	Cerrado	Sete Lagoas - MG	Muito Argilosa	-	0-10	33,3	24,4
Roscoe et al., (2001)	Cerrado	Sete Lagoas - MG	Muito Argilosa	-	0-100	176,6	115,9
Hughes et al., (2002)	Amazônia	Santa Bárbara - RO	Média	-	0-10	18,7	16,4
Hughes et al., (2002)	Amazônia	Santa Bárbara - RO	Média	-	0-30	43,6	36,5
Hughes et al., (2002)	Amazônia	Santa Bárbara - RO	Média	-	0-100	86,8	79,8
Rossi et al., (2013)	Cerrado	Rio Verde - GO	Média	-	0-10	19,7	18,4
Rossi et al., (2013)	Cerrado	Rio Verde - GO	Média	-	0-20	36,0	36,3
Rossi et al., (2013)	Cerrado	Rio Verde - GO	Média	-	0-30	51,2	53,1
Franco et al., (2015)	Cerrado	Jataí - GO	Arenosa	-	0-10	15,3	9,2
Franco et al., (2015)	Cerrado	Jataí - GO	Arenosa	-	0-20	28,2	17,9
Franco et al., (2015)	Cerrado	Jataí - GO	Média	-	0-30	38,5	25,1
Schiavo et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Argilosa	-	0-10	34,1	24,5
Schiavo et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Argilosa	-	0-20	61,5	42,8

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Schiavo et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Argilosa	-	0-10	34,1	18,7
Schiavo et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Argilosa	-	0-20	61,5	30,0
Frazão et al., (2013)	Amazônia	Tailândia- PA	Média	-	0-30	30,2	38,5
Silva et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Muito Argilosa	Degradada	0-30	160,0	105,0
Silva et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	160,0	100,0
Silva et al., (2011)	Cerrado	Maracaju - MS	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	160,0	95,0
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-10	19,1	21,8
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-20	33,2	37,6
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-30	44,6	49,2
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-100	91,6	97,3
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-10	19,1	20,7
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-20	33,2	36,0
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-30	44,6	46,7
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-100	91,6	92,2
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-30	44,6	52,4
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-30	44,6	49,3
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-30	44,6	43,7
Tarré et al., (2001)	Mata Atlântica	Itabela - BA	.	Recuperada	0-30	44,6	41,8
Figueredo et al., (2013)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	25,9	24,8
Figueredo et al., (2013)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	45,9	47,3
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	30,1	19,9
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	53,1	40,2
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	30,1	17,1
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	53,1	34,1
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	30,1	14,4
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	53,1	29,1
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	30,1	14,5
Wendling et al., (2011)	Cerrado	Paracatu - MG	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	53,1	29,3
Valpassos et al., (2001)	Cerrado	Selvíria - MS	Argilosa	Degradada	0-10	20,9	15,7
Carvalho et al., (2014)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Melhorada	0-30	75,4	73,0
Carvalho et al., (2014)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Melhorada	0-30	75,4	72,4
Carvalho et al., (2014)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Normal	0-30	75,4	72,3
Carvalho et al., (2014)	Cerrado	Montividiu - GO	Argilosa	Normal	0-30	75,4	68,0
Cook et al., (2014)	Mata Atlântica	São Paulo - SP	Média	Degradada	0-30	42,7	28,0
Rosset et al., (2014)	Mata Atlântica	Guaíra - PR	Muito Argilosa	-	0-10	20,5	15,3
Rosset et al., (2014)	Mata Atlântica	Guaíra - PR	Muito Argilosa	-	0-20	30,6	28,0
Rosset et al., (2014)	Mata Atlântica	Guaíra - PR	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	20,5	10,4

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Rosset et al., (2014)	Mata Atlântica	Guaíra - PR	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	30,6	19,2
Numata et al., (2007)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	28,9	37,6
Numata et al., (2007)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	28,9	32,8
Numata et al., (2007)	Amazônia	Ouro Preto do Oeste - RO	Média	-	0-30	28,9	39,2
Numata et al., (2007)	Amazônia	Porto Velho - RO	Média	-	0-30	45,8	45,8
Numata et al., (2007)	Amazônia	Porto Velho - RO	Argilosa	-	0-30	45,8	42,9
Numata et al., (2007)	Amazônia	Porto Velho - RO	Argilosa	-	0-30	45,8	48,3
Numata et al., (2007)	Amazônia	Jaru - RO	Média	-	0-30	32,1	41,9
Numata et al., (2007)	Amazônia	Jaru - RO	Argilosa	-	0-30	32,1	39,7
Maia et al., (2009)	Cerrado	Água Boa - MT	.	Melhorada	0-30	35,2	33,5
Ramos et al., (2013)	Cerrado	Dourados - MS	Argilosa	Degradada	0-10	39,7	33,3
Ramos et al., (2013)	Cerrado	Dourados - MS	Argilosa	Degradada	0-20	76,9	62,0
Lima et al., (2008)	Mata Atlântica	Belo Oriente - MG	Argilosa	Degradada	0-10	28,4	17,3
Lima et al., (2008)	Mata Atlântica	Belo Oriente - MG	Argilosa	Degradada	0-20	53,0	31,5
Lima et al., (2008)	Mata Atlântica	Virginópolis - MG	Muito Argilosa	Degradada	0-10	48,8	29,0
Lima et al., (2008)	Mata Atlântica	Virginópolis - MG	Muito Argilosa	Degradada	0-20	82,3	53,2
Rocha Junior et al., (2014)	Mata Atlântica	Governador Valadares - MG	Argilosa	Recuperada	0-10	5,2	5,1
Rocha Junior et al., (2014)	Mata Atlântica	Governador Valadares - MG	Argilosa	Recuperada	0-20	11,4	11,1
Rocha Junior et al., (2014)	Mata Atlântica	Governador Valadares - MG	Argilosa	Recuperada	0-30	18,1	17,2
Rocha Junior et al., (2014)	Mata Atlântica	Governador Valadares - MG	Arenosa	Melhorada	0-10	5,2	5,9
Rocha Junior et al., (2014)	Mata Atlântica	Governador Valadares - MG	Arenosa	Melhorada	0-20	11,4	12,4
Rocha Junior et al., (2014)	Mata Atlântica	Governador Valadares - MG	Arenosa	Melhorada	0-30	18,1	19,7
Assmann et al., (2014)	Pampas	São Miguel das Missões - RS	Argilosa	Melhorada	0-20	58,0	60,0
Assmann et al., (2014)	Pampas	São Miguel das Missões - RS	Argilosa	Melhorada	0-20	58,0	60,0
Assmann et al., (2014)	Pampas	São Miguel das Missões - RS	Argilosa	Melhorada	0-20	58,0	60,0
Assmann et al., (2014)	Pampas	São Miguel das Missões - RS	Argilosa	Melhorada	0-20	58,0	58,0
Assmann et al., (2014)	Pampas	São Miguel das Missões - RS	Argilosa	Melhorada	0-20	58,0	52,0
Barros et al., (2015)	Caatinga	Vale da Paraíba - PB	.	-	0-10	14,9	10,3
Barros et al., (2015)	Caatinga	Vale da Paraíba - PB	.	-	0-20	26,9	17,9
Barros et al., (2015)	Caatinga	Vale da Paraíba - PB	.	-	0-30	36,2	24,7
Carneiro et al., (2013)	Cerrado	Costa Rica - MS	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,0	15,2
Carneiro et al., (2013)	Cerrado	Mineiros - GO	Arenosa	Degradada	0-10	12,6	15,2
Carneiro et al., (2013)	Cerrado	Mineiros - GO	Arenosa	Melhorada	0-10	12,6	12,3
Durigen et al., (2017)	Amazônia	Santarém - PA	.	Degradada	0-30	56,2	52,7
Freitas et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Recuperada	0-30	48,2	53,3
Freitas et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Recuperada	0-100	116,3	124,3
Sant-Ana et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	.	Recuperada	0-30	70,0	61,0

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Sant-Ana et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	.	Recuperada	0-100	145,0	132,0
Sant-Ana et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	.	Recuperada	0-30	70,0	62,0
Sant-Ana et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	.	Recuperada	0-100	145,0	145,0
Sant-Ana et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	.	Recuperada	0-30	70,0	60,0
Sant-Ana et al., (2017)	Cerrado	Planaltina - DF	.	Recuperada	0-100	145,0	133,0
Oliveira et al., (2016)	Cerrado	Jataí - GO	Argilosa	Degradada	0-30	49,1	37,2
Oliveira et al., (2016)	Cerrado	Jataí - GO	Argilosa	Degradada	0-100	94,3	72,3
Oliveira et al., (2016)	Mata Atlântica	Valparaíso - SP	Muito Argilosa	Degradada	0-30	48,6	37,2
Oliveira et al., (2016)	Mata Atlântica	Valparaíso - SP	Muito Argilosa	Degradada	0-100	82,7	72,4
Oliveira et al., (2016)	Mata Atlântica	Ipaussu - SP	Argilosa	Degradada	0-30	89,9	76,9
Oliveira et al., (2016)	Mata Atlântica	Ipaussu - SP	Argilosa	Degradada	0-100	212,0	141,9
Loss (2011)	Cerrado	Montividiu - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	35,6	27,1
Loss (2011)	Cerrado	Montividiu - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	56,7	54,1
Loss (2011)	Cerrado	Montividiu - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	78,7	87,3
Loss (2011)	Cerrado	Montividiu - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	199,0	195,9
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	27,7	27,8
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	46,3	50,8
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	62,4	70,2
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-100	129,3	150,6
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	27,7	28,8
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	46,3	49,7
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	62,4	67,7
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-100	129,3	139,6
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	27,7	28,8
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	46,3	50,2
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	62,4	67,2
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-100	129,3	136,5
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	27,7	23,2
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	46,3	42,0
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	62,4	56,5
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-100	129,3	119,3
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	27,7	25,7
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	46,3	46,6
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	62,4	64,5
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-100	129,3	133,0
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-10	27,7	25,3
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-20	46,3	47,1
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-30	62,4	64,4
Jantália (2005)	Cerrado	Planaltina - DF	Argilosa	Melhorada	0-100	129,3	129,3
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	31,2
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	31,8
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	31,7

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	31,3
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	30,9
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	29,4
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	31,1
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	30,2
Nicoloso (2005)	Pampas	Jari - RS	Média	Melhorada	0-10	30,5	29,9
Bráz (2001)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-10	19,9	22,3
Bráz (2001)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-20	33,2	37,6
Bráz (2001)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-30	43,4	49,6
Bráz (2001)	Cerrado	Itaporã - MS	Argilosa	Recuperada	0-100	83,7	97,7
Siqueira Neto (2006)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,5	18,9
Siqueira Neto (2006)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,0	39,3
Siqueira Neto (2006)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	67,8	54,1
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,1	29,6
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,3	52,1
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	66,3	69,6
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	136,0	140,6
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,1	33,2
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,3	57,4
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	66,3	76,5
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	136,0	151,5
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,1	33,4
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,3	55,8
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	66,3	75,7
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	136,0	160,0
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,1	27,7
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,3	48,8
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	66,3	67,5
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	136,0	140,0
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,1	30,3
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,3	56,1
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	66,3	77,4
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	136,0	156,0
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	28,1	26,6
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	50,3	49,1
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	66,3	66,0
Sá (2011)	Cerrado	Planaltina - DF	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	136,0	141,6
Deon (2013)	Amazônia	Santarém - PA	Arenosa	Degradada	0-10	12,4	10,8
Deon (2013)	Amazônia	Santarém - PA	Arenosa	Degradada	0-20	23,8	21,8
Deon (2013)	Amazônia	Santarém - PA	Arenosa	Degradada	0-30	37,1	31,0
Deon (2013)	Amazônia	Santarém - PA	Média	Melhorada	0-10	12,4	24,9
Deon (2013)	Amazônia	Santarém - PA	Média	Melhorada	0-20	23,8	45,2
Deon (2013)	Amazônia	Santarém - PA	Média	Melhorada	0-30	37,1	63,1

APÊNDICE A.	Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil						
							(continua)
Deon (2013)	Amazônia	São Luiz - MA	Média	Recuperada	0-10	15,0	16,6
Deon (2013)	Amazônia	São Luiz - MA	Média	Recuperada	0-20	29,6	33,3
Deon (2013)	Amazônia	São Luiz - MA	Média	Recuperada	0-30	42,6	48,1
Deon (2013)	Amazônia	São Luiz - MA	Arenosa	Degradada	0-10	15,0	8,9
Deon (2013)	Amazônia	São Luiz - MA	Arenosa	Degradada	0-20	29,6	18,1
Deon (2013)	Amazônia	São Luiz - MA	Arenosa	Degradada	0-30	42,6	27,6
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-10	25,4	58,1
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-20	50,3	99,8
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-100	129,8	216,5
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-10	25,4	65,6
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-20	50,3	91,7
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-100	129,8	210,6
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-10	25,4	59,6
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-20	50,3	104,3
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Recuperada	0-100	129,8	221,2
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Degradada	0-10	25,4	33,2
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Degradada	0-20	50,3	58,4
Segnini (2007)	Cerrado	São Carlos - SP	Média	Degradada	0-100	129,8	175,7
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Recuperada	0-10	24,6	20,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Recuperada	0-20	57,4	43,4
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Recuperada	0-30	69,4	62,3
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Recuperada	0-100	149,8	143,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	24,6	22,3
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	57,4	40,8
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	69,4	60,0
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	149,8	131,5
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Melhorada	0-10	24,6	21,0
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Melhorada	0-20	57,4	37,6
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	69,4	52,4
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	149,8	124,0
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	24,6	21,3
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	57,4	38,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	69,4	54,4
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	149,8	117,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	24,6	21,3
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	57,4	38,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	69,4	54,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	149,8	127,0
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Melhorada	0-10	24,6	20,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Argilosa	Melhorada	0-20	57,4	43,3

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	69,4	62,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	149,8	145,5
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	24,6	23,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	57,4	43,9
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	69,4	62,6
Baptista (2012)	Cerrado	Santo Antônio de Goiás - GO	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	149,8	141,2
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Argilosa	Degradada	0-10	25,7	22,0
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Degradada	0-20	45,4	36,3
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Degradada	0-30	57,1	47,0
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Degradada	0-100	99,4	89,2
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Argilosa	Melhorada	0-10	25,7	26,9
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Argilosa	Melhorada	0-20	45,4	41,4
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	57,1	55,2
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	99,4	106,6
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Melhorada	0-10	25,7	36,5
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Melhorada	0-20	45,4	54,0
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Melhorada	0-30	57,1	69,5
Chaves (2014)	Amazônia	Paragominas - PA	Muito Argilosa	Melhorada	0-100	99,4	120,2
Costa Junior (2008)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Degradada	0-10	24,0	18,0
Costa Junior (2008)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Degradada	0-20	45,9	36,4
Costa Junior (2008)	Cerrado	Rio Verde - GO	Muito Argilosa	Degradada	0-30	64,5	54,1
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-10	8,9	7,7
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-20	15,1	13,7
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-30	21,0	18,7
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Recuperada	0-100	53,7	38,6
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-10	8,9	8,3
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-20	15,1	14,4
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-30	21,0	19,4
Bráz (2001)	Cerrado	Penápolis - SP	Média	Degradada	0-100	53,7	45,1
Frazão (2007)	Cerrado	Comodoro - MT	Arenosa	Degradada	0-10	7,3	5,7
Frazão (2007)	Cerrado	Comodoro - MT	Arenosa	Degradada	0-20	12,3	10,5
Frazão (2007)	Cerrado	Comodoro - MT	Arenosa	Degradada	0-30	16,5	14,6
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-10	8,6	12,8
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-20	17,2	21,7
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-30	23,8	28,2
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Recuperada	0-100	52,9	58,2
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-10	8,6	7,7
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-20	17,2	15,5
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-30	23,8	22,0
Bráz (2001)	Cerrado	Chapadão do Sul - MS	Arenosa	Degradada	0-100	52,9	49,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-10	13,3	15,7
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-20	28,1	32,9

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continua)

Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-30	40,4	47,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-100	94,0	92,2
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-10	13,3	15,2
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-20	28,1	31,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-30	40,4	39,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-100	94,0	92,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-10	13,3	13,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-20	28,1	27,6
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-30	40,4	46,0
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Recuperada	0-100	94,0	85,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Degradada	0-10	13,3	15,6
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Argilosa	Degradada	0-20	28,1	31,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Degradada	0-30	40,4	46,0
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Degradada	0-100	94,0	101,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Recuperada	0-10	11,4	15,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Recuperada	0-20	17,3	28,4
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Recuperada	0-30	23,1	37,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Recuperada	0-10	11,4	13,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Recuperada	0-20	17,3	23,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Recuperada	0-30	23,1	31,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Degradada	0-10	11,4	12,6
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Degradada	0-20	17,3	22,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Vila Bela da Santíssima Trindade - MT	Média	Degradada	0-30	23,1	30,4
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-10	25,9	27,3
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-20	44,1	45,2
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-30	57,6	60,6
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-100	106,8	116,8
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-10	25,9	29,6
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-20	44,1	48,4
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-30	57,6	62,6
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Recuperada	0-100	106,8	113,5
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Média	Degradada	0-10	25,9	27,3
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Degradada	0-10	25,9	26,4
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Degradada	0-20	44,1	44,4
Oliveira (2018)	Amazônia	Conquista d' oeste - MT	Argilosa	Degradada	0-30	57,6	58,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Nova Xavantina - MT	Média	Recuperada	0-10	19,9	11,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Nova Xavantina - MT	Média	Recuperada	0-20	31,0	22,4
Oliveira (2018)	Cerrado	Nova Xavantina - MT	Média	Recuperada	0-30	40,5	31,6
Oliveira (2018)	Cerrado	Nova Xavantina - MT	Média	Degradada	0-10	19,9	10,4

APÊNDICE A. Estudos utilizados para avaliar a alterações de C e N nos solos sob pastagens no Brasil

(continuação)

Oliveira (2018)	Cerrado	Nova Xavantina - MT	Média	Degradada	0-20	31,0	19,0
Oliveira (2018)	Cerrado	Nova Xavantina - MT	Média	Degradada	0-30	40,5	26,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Degradada	0-10	19,0	25,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Degradada	0-20	19,6	34,7
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Degradada	0-30	42,0	46,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Degradada	0-100	87,7	115,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Recuperada	0-10	19,0	26,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Recuperada	0-20	19,6	44,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Recuperada	0-30	42,0	54,4
Oliveira (2018)	Cerrado	Carmolândia - TO	Média	Recuperada	0-100	87,7	98,4
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Degradada	0-10	41,6	42,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Degradada	0-20	42,8	66,6
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Degradada	0-30	100,2	82,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Degradada	0-100	178,0	141,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Recuperada	0-10	41,6	37,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Recuperada	0-20	42,8	60,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Recuperada	0-30	100,2	75,0
Oliveira (2018)	Cerrado	Paraíso do Tocantins - TO	Média	Recuperada	0-100	178,0	150,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Dueré - TO	Média	Degradada	0-10	5,9	6,7
Oliveira (2018)	Cerrado	Dueré - TO	Média	Degradada	0-20	6,0	9,8
Oliveira (2018)	Cerrado	Dueré - TO	Média	Degradada	0-30	12,5	11,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Dueré - TO	Média	Recuperada	0-10	5,9	6,9
Oliveira (2018)	Cerrado	Dueré - TO	Média	Recuperada	0-20	6,0	10,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Dueré - TO	Média	Recuperada	0-30	12,5	12,6
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Degradada	0-10	34,8	17,1
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Degradada	0-20	35,3	32,0
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Degradada	0-30	78,6	44,0
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Degradada	0-100	129,2	99,3
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Recuperada	0-10	34,8	40,5
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Recuperada	0-20	35,3	68,2
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Recuperada	0-30	78,6	88,4
Oliveira (2018)	Cerrado	Gurupi - TO	Argilosa	Recuperada	0-100	129,2	150,9

APÊNDICE B.

Caracterização química e física do solo em 30 cm de profundidade avaliados em A- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), B- Nova Xavantina (MT), C-Dueré (TO), D- Conquista D'Oeste (MT), E- Vila Bela da Santíssima Trindade (MT), F- Carmolândia (TO) e G-Paraíso (TO). As áreas avaliadas referem-se à vegetação nativa (VN), pastagem degradada (PD) e pastagem recuperada há 3 (PR3), 4 (PR4), 5 (PR5), 6 (PR6), 9 (PR9), 17 (PR17) e 18 (PR18) anos.

Características Gerais	Áreas do Estudo									
	Local A				Local B			Local C		
	VN	PD	PR4	PR5	VN	PD	PR6	VN	PD	PR4
Teor de argila (g kg ⁻¹)	160	240	222	227	270	302	287	135	142	268
densidade (g.cm ⁻³)	1,4	1,47	1,49	1,51	1,22	1,52	1,46	1,41	1,52	1,38
pH CaCl ₂	3,9	4	4,2	4,1	4,1	4,5	4,7	4,5	5,5	6,1
P (mg.dm ⁻³)	6	6,5	10,4	4,1	4,5	2,5	2,3	5	4	4
K (mmolc.dm ⁻³)	1,2	0,9	0,6	1,1	2,2	4	3,8	1,83	1,3	0,5
Ca (mmolc.dm ⁻³)	2,1	1,1	5,3	16,2	5,4	6,7	9,5	3,33	32,67	21
Mg (mmolc.dm ⁻³)	1,7	1	4,1	4,7	2,8	5,8	6	6,33	39,67	18
H+Al (mmolc.dm ⁻³)	39	32,5	29,1	30,4	49,2	38,7	31,5	79,33	24	22
T (mmolc.dm ⁻³)	43,5	35,3	37,7	52	57	54,9	50,9	90,83	97,63	61,5
	Local D				Local E					
	VN	PD	PR17	PR18	VN	PD	PR3	PR4	PR5	
Teor de argila (g kg ⁻¹)	447	441	432	384	474	517	503	517	520	
densidade (g.cm ⁻³)	1,19	1,34	1,27	1,31	1,1	1,27	1,3	1,33	1,29	
pH CaCl ₂	4,6	4,9	5,3	5,6	4,1	4,5	4,8	4,8	4,1	
P (mg.dm ⁻³)	4,8	2,5	4,1	2,9	2,9	3,5	3,3	4,4	3,7	
K (mmolc.dm ⁻³)	1,9	3,8	2,3	0,9	0,9	3	0,9	0,7	0,8	
Ca (mmolc.dm ⁻³)	15,2	15,3	31,6	34,7	0,7	14,7	13,8	22,5	10,9	
Mg (mmolc.dm ⁻³)	7,5	6,2	7,8	4,3	2,9	9,1	15,7	17,3	4,1	
H+Al (mmolc.dm ⁻³)	39,1	28,7	27,2	21,8	59,8	51,1	39	38,2	66,4	
T (mmolc.dm ⁻³)	63,5	53,3	68,7	62	64,2	76,8	65,8	78,4	81,7	
	Local F				Local G					
	VN	PD	PR9		VN	PD	PR4			
Teor de argila (g kg ⁻¹)	269	264	185		214	237	141			
densidade (g.cm ⁻³)	1,35	1,49	1,58		1,35	1,22	1,49			
pH CaCl ₂	4,8	5,4	5,5		5,6	5,2	4,9			
P (mg.dm ⁻³)	2	1,67	9		6,33	2	3,67			
K (mmolc.dm ⁻³)	1,2	1,27	1,7		3,6	3,27	0,53			
Ca (mmolc.dm ⁻³)	6,5	19,3	25,3		37	8	14,33			
Mg (mmolc.dm ⁻³)	4,7	10	10		13,7	5,7	3,67			
H+Al (mmolc.dm ⁻³)	52	36,7	47		75,7	58,3	77,67			
T (mmolc.dm ⁻³)	47,2	67,3	84,0		129,9	75,3	96,2			