

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

**DINÂMICA DE LONGO PRAZO DO CARBONO DO SOLO EM
SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO**

Eloisa Aparecida Belleza Ferreira

BRASÍLIA - DF
2013

ELOISA APARECIDA BELLEZA FERREIRA

**DINÂMICA DE LONGO PRAZO DO CARBONO DO SOLO EM
SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Ecologia como requisito parcial
para a obtenção do título de Doutor em
Ecologia.

Orientadora: Dra. Mercedes Maria da Cunha
Bustamante

BRASÍLIA - DF

2013

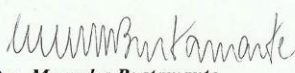
Tese de Doutorado

ELOISA APARECIDA BELLEZA FERREIRA

Título:

“Dinâmica de longo prazo do carbono do solo em sistemas de manejo no Cerrado”.

Banca Examinadora:


Prof. Dra. Mercedes Bustamante
Presidente / Orientadora
ECL/UnB


Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo
Membro Titular
FAV/UnB


Prof. Dra. Cláudia Pozzi Jantalia
Membro Titular
Embrapa/RJ


Prof. Dra. Ieda de Carvalho Mendes
Membro Titular
Embrapa


Prof. Dr. Bruno José Rodrigues Alves
Membro Titular
Embrapa/RJ

Prof. Dr. Robério Leandro Marchão
Suplente
Embrapa

Brasília, 24 de julho de 2013.

Dr. Antonio Ferreira, meu Pai,
a você dedico,
Com amor eterno.

AGRADECIMENTOS

Ofereço meu agradecimento mais profundo ao Dr. Dimas Resck, pesquisador visionário, que, durante minha jornada de mais de uma década na Embrapa Cerrados foi parceiro, guru, conselheiro, mentor, orientador e mestre. Obrigada pela dedicação, carinho e paciência. Obrigada pelo incentivo. Obrigada por me propiciar a oportunidade de aprender com você e pelo legado dos experimentos de longa duração que tornaram possível a execução desse trabalho sob uma perspectiva de manejo com enfoque sistêmico. Não tem como descrever com palavras minha tamanha gratidão...

Meus sinceros agradecimentos a profa. Mercedes Bustamante, pelo apoio acadêmico e fundamentação teórica sobre ecologia de ecossistemas.

Denise, a minha mão direita, pela valiosa colaboração na hora de transpor os obstáculos operacionais no laboratório e na organização dos dados. Fica minha gratidão.

Agradeço:

Ao prof. Alexandre S. Pinto pela humildade de compartilhar comigo seus conhecimentos sobre modelagem.

Aos membros da banca examinadora pelas contribuições no aprimoramento da Tese. Ao professor Cícero Figueiredo, pela disponibilização do laboratório e pela contribuição no desenvolvimento do trabalho durante toda a minha jornada de quatro anos na UnB.

A Maria Lúcia Meireles, pelo apoio burocrático e pelas portas sempre abertas para momentos de discussão. Ao Marcos Carolino, João de Deus por estarem sempre disponíveis para ajudar na execução desse trabalho. Ao Juaci pelo apoio estatístico e paciência com as centenas de e-mails. Aos doutores Karina, Robélío, Vilela, Cláudia e a todos os funcionários da Embrapa que nunca se furtaram em me ajudar quando necessário. Obrigada ao pessoal de campo e laboratório, em especial o Francisco, Lucas, Carlão, Jesuíno, Douglas e Lúcio.

Ao CENA/USP, nas pessoas do Dr. Alex, Dr. Martinelli, Dr. Marcelo e Alexandra. A Embrapa Solos, especialmente o apoio da Andréa. Obrigada ao Dr. Parton e Dra Cynthia da pelo apoio na calibração do modelo Century e por nos receber com tanto carinho na Universidade do Colorado. As professoras Inês Resck e Heloisa Miranda pela valiosa colaboração na geração e interpretação de dados.

A Regina, Carol e todos os colegas do laboratório de Ecologia. Aos estagiários Letícia e Heyder pela presteza. Ao Departamento de Ecologia, em especial a Vanessa, por todo apoio durante todos esses anos. A Antúria por transformar os dados em diagramas.

A minhas filhas: Fabíola, minha mão direita nas revisões bibliográficas; Renata e Giovanna, pelo apoio logístico e por comerem tanto pó moendo solo sem reclamar. Ao apoio emocional e o companheirismo do Dioclécio.

A minha mãe, por me oferecer a oportunidade de viver, e que estará sempre perto do meu coração.

A todos os sorrisos que tive pelo caminho e a todas as pessoas especiais em todos os momentos de execução desse trabalho que me fizeram acreditar que era possível chegar ao fim de modo gratificante.

Agradeço a Embrapa Cerrados por me oferecer a oportunidade do curso de doutorado e a Universidade de Brasília pelo apoio acadêmico. O presente trabalho foi realizado com financiamento da Embrapa Cerrados, Fundação de Apoio e Pesquisa do Distrito Federal, Universidade de Brasília e convênio NASA/FINATEC. Agradeço a essas instituições pelo apoio financeiro!

RESUMO

As alterações nos estoques de carbono (C) em diferentes compartimentos da matéria orgânica (MO) do solo em decorrência da substituição de vegetação nativa de cerrado sentido restrito (cerrado ss) por agroecossistemas foram avaliadas em três experimentos de longa duração após 31 anos de manejo. Os experimentos foram instalados em Latossolo Vermelho argiloso distrófico com teores de argila entre 47 e 62%, localizados na Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. A fração $>53\ \mu\text{m}$ da MO foi considerada MO particulada: MOP. A MO $<53\ \mu\text{m}$ foi considerada fração silte-argila.

Sob vegetação nativa de cerrado ss com 50% de argila foi estimado um estoque de C entre 164,5 e 166,5 Mg ha⁻¹ no intervalo de 0-100 cm de profundidade do solo. Após 31 anos de manejo as alterações no armazenamento de C no solo devido à substituição da vegetação nativa de cerrado ss por cultivo anual/pastagem foram restritas aos primeiros 60 cm de profundidade.

Metodologias para determinação da concentração de carbono orgânico no solo foram também comparadas. Em geral, menos carbono foi recuperado por metodologias analíticas de oxidação via úmida em relação à combustão a seco. As metodologias de determinação e correção dos estoques de C para consideração das alterações de densidade aparente do solo influenciam as comparações de diferentes formas de manejo. A desconsideração das diferenças resultantes de variações analíticas pode induzir a erros nas estimativas de emissão ou remoção de C do solo, sobretudo na comparação entre plantio direto e cerrado ss.

Apenas o método de combustão a seco com correção pela massa de solo foi capaz de evidenciar diferenças entre os estoques de C do solo da pastagem e do cerrado ss. Até a profundidade de 100 cm, a substituição do cerrado ss por plantio direto em rotação soja-milho provocou a redução de pelo menos 11% dos estoques de C do solo em relação à vegetação nativa. No entanto, a adoção do plantio direto como alternativa ao manejo convencional com arado de aivecas mitigou até 12% das emissões de CO₂.

A avaliação da composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) da MO foi realizada no intervalo de 0-40 cm de profundidade, após 15 anos de substituição de cerrado ss (uma mistura de plantas do ciclo fotossintético C3 e C4) por pastagem com gramíneas C4. As alterações no $\delta^{13}\text{C}$ da MOP entre as amostras coletadas no cerrado ss em 1996 e 2010, após 16 anos de proteção contra fogo, sugerem enriquecimento de C derivado de plantas C3 na vegetação nativa. A porcentagem de substituição do C da matéria orgânica do cerrado ss pelo C derivado da *Brachiaria brizantha* foi mais acentuada na MOP (35,6%) do que no carbono total do solo (18%), i.e. praticamente o dobro. Houve também um decréscimo da razão C:N com o declínio do tamanho das partículas em todos os sistemas de manejo, indicando menor grau de humificação nas partículas $>53\ \mu\text{m}$. Esses resultados sugerem que a MOP compreende um reservatório de C com tempo de residência menor que a MO total do solo e que, portanto, constitui um compartimento mais frágil de C no solo e também um bom indicador das mudanças causadas pelos diferentes tipos de manejo.

De modo geral, as substâncias húmicas desse solo de cerrado ss são constituídas de C de polimetileno, carboidratos da celulose e peptídeos. O C aromático (que representa menos de 14%) pode ser associado à lignina modificada ou material carbonizado indistinto. Portanto, o material recalcitrante pode ser atribuído principalmente a compostos alifáticos, em especial cadeias polimetilênicas o que pode ser derivado da cutina ou suberina. Essa composição pode reforçar a hidrofobicidade da MO diminuindo o potencial de decomposição por microorganismos.

Em relação à distribuição nos compartimentos de C no solo, observa-se que entre 13 e 18% do C está armazenado na MOP, e entre 1,2 e 1,7% no C presente na biomassa microbiana. Portanto, mais de 80% do C da MO foi encontrado na fração silte-argila (ou no carbono residual) que, a princípio, pode ser atribuído ao carbono associado a minerais. Isso

sugere que na fração silte-argila ($<53\ \mu\text{m}$) a alta energia de adsorção aos minerais da matriz do solo pode favorecer a estabilização em longo prazo.

No entanto, após 31 anos de manejo, o aumento relativo de armazenamento da MO na fração organo-mineral e a aceleração da mineralização da MO da fração $>53\ \mu\text{m}$ proporcionaram a redução entre 30 e 50% no C da biomassa microbiana em sistemas de manejo convencionais e menos de 10% em plantio direto. Além disso, embora as frações organo-minerais tenham se mostrado mais resistentes à decomposição, os resultados apontam para reduções de C também nesse compartimento da MO. Isso destaca a importância de considerar alterações da ecologia microbiana nesses solos devido ao manejo.

No que diz respeito ao nitrogênio (N), nesses 31 anos o balanço positivo de até $2,8\ \text{Mg N ha}^{-1}$ no sistema solo-planta pode ser atribuído ao sinergismo entre um sistema simbiótico altamente eficiente na cultura da soja e a adição de C via biomassa residual de milho. No entanto, considera-se importante monitorar em longo prazo as consequências biogeoquímicas intrínsecas das formas de N disponíveis no solo e da dinâmica microbiana em resposta a esse acúmulo de N.

Após 31 anos de cultivo, o acúmulo de C do sistema solo-planta em agroecossistemas não se confirmou nesse estudo, nem mesmo no plantio direto em relação ao sistema nativo. Foram estimadas saídas em torno de $48,5 (\pm 1,2)\ \text{Mg C ha}^{-1}$ na forma de colheita de grãos e perdas médias de $68,1 (\pm 8,4)\ \text{Mg C ha}^{-1}$. Esses cálculos de perdas de C compreendem $40,6\ \text{Mg C ha}^{-1}$ derivados do desmatamento do cerrado ss (por remoção de galhos, troncos raízes grossas para combustível de biomassa e posterior decomposição de raízes finas e serapilheira de folhas e outros materiais finos em 31 anos de cultivo) e $18,6$ a $38,5\ \text{Mg C ha}^{-1}$ de perdas de C do solo ao longo desse período de estudo.

Com relação à simulação dos estoques de C no solo pelo modelo *Century Ecosystem* - submodelo *savanna* (Century) houve convergência entre os valores simulados e medidos no cerrado ss, com erros menores que 4%. Quanto ao compartimento vegetal, as simulações de equilíbrio sob vegetação nativa de cerrado ss representaram satisfatoriamente a produtividade primária líquida (NPP) a produção e partição de biomassa aérea e radicular observados nesse ecossistema nativo. O modelo também se mostrou apto a retratar os efeitos de diferentes regimes de queimadas sobre a produção, produtividade e estoque de C no solo do cerrado ss. Esses resultados apontam para uma replicação adequada da realidade no equilíbrio dinâmico do ecossistema nativo.

O modelo Century parametrizado para conversão do cerrado a cultivo também foi eficiente em simular tanto uma rápida queda nas taxas de perda de carbono com o revolvimento do solo como as taxas decrescentes de acúmulo de C após a instalação da pastagem na cronosequência cerrado-cultivo-pastagem (1995-2011).

Nesse contexto, em termos de simulações futuras (1991-2030) realizadas pelo modelo Century, o estoque mínimo de C no intervalo de 0-20 cm de profundidade nas pastagens pouco produtivas ocorreu em torno de 2000/01. Após a simulação de uma sucessão de alterações tecnológicas que incluíram a adoção de espécies forrageiras mais produtivas e de Integração lavoura pecuária (ILP), as estabilizações dos estoques em valores máximos ocorreram em torno de 2020. Nestes cenários estimou-se que, em 20 anos, para cada milhão de hectares o potencial de acúmulo de C foi de 2,17 a 3,69 e 3,1 a 5,3 Gg C nos sistemas Pastagem e ILP, respectivamente.

Nestes mesmos cenários, o ponto de partida definiu quanto vai ser acumulado de C no solo em função das alterações no manejo. Tanto na pastagem como no ILP, os sistemas de produção que partiram de cerrado queimado a cada 2,5 anos, acumularam, em termos relativos, 70% mais carbono do que aqueles estabelecidos em área de cerrado com regime de queimadas a cada cinco anos.

Esse estudo contribuiu para destacar a importância de experimentos de longa duração nos estudos de balanço de carbono no solo e identificou algumas fragilidades nas estimativas da contabilidade de carbono em função da escolha das metodologias e dos sistemas de referência (*linha de base*). Sendo assim, ainda que tenham sido apontados com maior precisão a direção, o sentido e as taxas das alterações nos estoques de C em função do manejo, no que se refere à magnitude dos valores, ainda se faz necessário investir no aprimoramento de métodos e modelos, bem como na padronização de protocolos para a contabilização de variações de carbono no solo em termos regionais.

Termos de indexação: plantio convencional, arado de discos, plantio direto, arado de aivecas, biomassa microbiana, matéria orgânica particulada, substâncias húmicas, modelo Century, savana.

ABSTRACT

Changes in carbon stocks (C) in different compartments of soil organic matter (OM) were assessed 31 years after the replacement of native savanna vegetation of cerrado sensu stricto (cerrado ss) by agroecosystems. For this purpose, three long-term experiments were conducted on a Clayey Oxisol (Typic Haplustox) (clay content - 47 - 62%), of EMBRAPA Cerrados, Planaltina, Distrito Federal, Brazil. The OM > 53 μm was considered particulate OM (POM). The OM < 53 μm was considered silt-clay fraction.

Under native cerrado ss vegetation with 50% clay, a C stock between 164.5 and 166.5 Mg C ha⁻¹ was estimated in the 0-100 cm depth range. After 31 years of cultivation, the changes in soil C pools caused by the replacement of native vegetation of cerrado ss by annual crops/pasture were restricted to a depth of 60 cm.

Methodologies for determining the concentration of soil organic C concentration were also compared. In general, less carbon was recovered by analytical methodologies of wet oxidation than by dry combustion. The methodologies of determination and correction of the C stocks based on density influence the comparisons of the different management forms. Disregarding these differences can lead to errors in estimates of CO₂ emissions or soil C sink, especially when comparing no-tillage and cerrado ss.

Only the dry combustion method with correction for soil mass distinguished the differences between soil C stocks of pasture and cerrado ss. To a depth of 100 cm, the replacement of the cerrado ss by soybean-corn rotation in no-tillage caused a reduction of at least 11% in soil C stocks against native vegetation. However, the adoption of no-tillage instead of conventional tillage with moldboard plow reduced the CO₂ emissions by up to 12%.

The estimates of isotopic composition ($\delta^{13}\text{C}$ - OM) were held at the depth range of 0-40 cm after 15 years of cerrado ss (C4 and C3 plants) substitution by pasture grasses. Changes in the $\delta^{13}\text{C}$ of POM between samples collected in the cerrado ss in 1996 and 2010, after 16 years of fire protection, suggest enrichment of C derived from C3 plants in the native vegetation.

The percentage of C substitution of the cerrado ss by C derived from Brachiaria Brizantha was more pronounced in the POM than in the total soil carbon, i.e., almost twice as high (TOC = 18%; POM = 35.6%). There was also a narrowing of the C: N ratio with the decline of particle size in all management systems, indicating a lower humification degree in POM. These results suggest that the POM comprises a C pool with shorter residence time than the total OM, thus representing a more fragile soil C compartment as well as a good indicator of the changes caused by the different management systems.

In general, humic substances of this soil of cerrado ss can be attributed to polymethylene, cellulose carbohydrates and peptides C. Aromatic C may be associated with modified lignin or indistinct carbonized material. Therefore, the recalcitrant material may consist mainly of aliphatic compounds, especially polymethylene chains that can be derived from cutin or sobering. This composition can reinforce the hydrophobicity of OM, decreasing the microbial decomposition potential.

Regarding the distribution in the soil C compartments, between 13 and 18% of the C fraction was stored in the POM (>53 μm) and between 1.2 and 1.7% in the C microbial biomass. Therefore, more than 80% of the C in the OM was found in the clay-silt fraction (or residual C), which can basically be attributed to the mineral- associated C. This allows the conclusion that the high adsorption energy to the minerals of the soil matrix may favor long term stabilization in the MO on silt-clay fraction.

However, after 31 years of management, the relative increase in OM pools in the organo-mineral fraction and the acceleration of mineralization in the OM fraction > 53 μm reduced the microbial biomass in conventional tillage systems between 30 and 50% and by

less than 10% under no-tillage. Furthermore, although the organo-mineral fractions have been shown to be more recalcitrant, our results indicate reductions in C in this OM compartment as well. This highlights the importance of research addressing management-induced changes in the microbial ecology of these soils.

With regard to nitrogen (N), the positive balance of up to 2.8 Mg N ha^{-1} in the soil-plant system in these 31 years can be attributed to the synergism between a highly efficient symbiotic system in soybean and the addition of C by the maize residual biomass. However, the intrinsic biogeochemical consequences of the N forms available in the soil and the microbial dynamics in response to this N accumulation should be monitored in the long term.

After 31 years of cultivation, the C accumulation in the soil-plant system in agroecosystems was not confirmed in this study, not even under no-tillage, compared to cerrado ss. Carbon exports were estimated at around $48.5 (\pm 1.2) \text{ Mg C ha}^{-1}$, removed at grain harvest, and average losses of $68.1 (\pm 8.4) \text{ Mg C ha}^{-1}$. These C losses comprises exports by deforestation of the cerrado ss ($40.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ by removing wood and coarse roots to biomass fuel and subsequent decomposition of fine roots and leaf litter after 31 years of cropping), and soil C losses in the study period ($18.6 - 38.5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ha}$).

With regard to the simulation of soil C stocks by the Century Ecosystem model - sub model savanna (Century), the simulated and measured values of the cerrado ss were consistent, with errors below 4%. In terms of the plant compartment, the equilibrium simulations of native cerrado ss vegetation satisfactorily represented the net primary productivity (NPP), production and the partitioning of the shoot and root biomass observed in the native ecosystem. The model also reflected the effects of different fire regimes on C production, productivity and C storage in the soil of the cerrado ss adequately. These results indicate a truthful representation of the reality in the dynamic equilibrium of the native ecosystem.

The Century model parameterized for cerrado ss conversion to cultivation was also efficient in simulating both a rapid decrease in the C loss rate caused by soil disturbance as well as the decreasing rates of C accumulation after setting-up pasture in the chronosequence cerrado-cultivation- pasture (1995-2011).

In this context, in terms of future simulations (1991-2030) by the Century model, the lowest C stock in the 0-20 cm layer in low production pastures occurred around 2000/01. After the simulation of a series of technological changes that include the introduction of more productive forage species and the adoption of integrated crop-livestock (ICL) systems, the stabilization of C stocks in maximum values occurred around 2020. In these scenarios, it was estimated that in 20 years, for every million hectares, the potential of C accumulation was 2.17 to 3.69, and 3.1 to 5.3 Gg C in pasture and ICL systems, respectively.

In these same scenarios, the starting point (baseline) defined how much C will be accumulated in the soil due to management changes. In the pasture as well as in ILP, the production systems planted after wild fire every 2.5 years in cerrado ss accumulated in relative terms, 70% more carbon than those established on cerrado ss under wildfire every 5 years.

This research highlighted the significance of long-term experiments in matters of soil C balance and identified some fragilities in the estimates of C accounting, particularly due to the methods and reference systems (baseline) choices. Thus, although the direction and rates of changes in the C stocks caused by management were identified with greater accuracy, in terms of magnitude of values, the improvement of the methods and models still needs investment, as well as the standardization of protocols for soil C accounting on regional scales.

Key words: conventional tillage, disc plow, no-tillage, moldboard plow, microbial biomass, particulate organic matter, humic substances, Century model, savanna.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	19
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
CAPÍTULO I.	42
VARIAÇÕES NAS ESTIMATIVAS DE ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO POR DIFERENTES MÉTODOS	42
INTRODUÇÃO.....	42
MATERIAL E MÉTODOS	44
RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
CONCLUSÕES	76
CAPÍTULO II.....	77
CARBONO E NITROGÊNIO EM COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS 15 ANOS DE MANEJO NO SÍTIO II	77
INTRODUÇÃO.....	77
MATERIAL E MÉTODOS	78
RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
CONCLUSÕES	94
CAPÍTULO III.	96
CARBONO E NITROGÊNIO EM COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS 31 ANOS DE MANEJO NO SÍTIO I.....	96
INTRODUÇÃO.....	96
MATERIAL E MÉTODOS	98
RESULTADOS E DISCUSSÃO	102
CONCLUSÕES	123
CAPÍTULO IV.....	124
ESTIMATIVAS DE ADIÇÃO E REMOÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA APÓS 31 ANOS DE CULTIVO	124
INTRODUÇÃO.....	124
MATERIAL E MÉTODOS	125

RESULTADOS E DISCUSSÃO	129
CONCLUSÕES	143
CAPÍTULO V.	144
MODELAGEM DOS ESTOQUES DE CARBONO EM AGROECOSSISTEMAS NO	
CERRADO	144
INTRODUÇÃO	144
MATERIAL E MÉTODOS	145
RESULTADOS E DISCUSSÃO	158
CONCLUSÕES	183
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	183
REFERÊNCIAS	184
ANEXOS	218
ANEXO 1	218
ANEXO 2	220
ANEXO 3	235

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. REPRESENTAÇÃO DOS GRUPOS DE MANEJO E DESCRIÇÃO DOS SISTEMAS DE MANEJO UTILIZADOS NO SITIO I.	48
TABELA 2. REPRESENTAÇÃO DOS GRUPOS DE MANEJO DO SITIO II AVALIADOS NESSE ESTUDO.....	49
TABELA 3. CRONOLOGIA DE MANEJO DO SITIO II.....	49
TABELA 4. DENSIDADE DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO PERFIL DE 0-100 CM SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO (SITIO I).	54
TABELA 5. DENSIDADE DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO PERFIL DE 0-100 CM EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO (SITIO II).	54
TABELA 6. TEXTURA DO SOLO NOS SÍTIOS EXPERIMENTAIS I E II LOCALIZADOS NA EMBRAPA CERRADOS, DF.	54
TABELA 7. CONTEÚDO DE CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO APÓS 31 ANOS DE CULTIVO NO CERRADO.	58
TABELA 8. EFEITO DE VARIAÇÕES METODOLÓGICAS NAS ESTIMATIVAS DE ESTOQUE DE CARBONO. CONTEÚDO DE CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO APÓS 31 ANOS DE CULTIVO NO CERRADO.	59
TABELA 9. VARIAÇÕES ABSOLUTAS E RELATIVAS NO ESTOQUE DE CARBONO EM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO DISTRÓFICO NO INTERVALO DE 0-100 CM DE PROFUNDIDADE EM 31 ANOS DE UM EXPERIMENTO DE LONGA DURAÇÃO NO CERRADO DE ACORDO COM DIFERENTES ESTUDOS.....	63
TABELA 10. TEORES DE CARBONO DO SOLO (C) RECUPERADO POR DIFERENTES MÉTODOS ANALÍTICOS EM SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO APÓS 15 ANOS DE CULTIVO.	66
TABELA 11. FATOR DE CORREÇÃO MÉDIO DOS TEORES DE COT DO SOLO PARA OS MÉTODOS DE COMBUSTÃO ÚMIDA SEM (C-O ₂) E COM AQUECIMENTO (CO ₂ +), EM RELAÇÃO AO MÉTODO DE REFERÊNCIA POR COMBUSTÃO A SECO (C-TOC).....	66
TABELA 12. MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DAS INTERAÇÕES ENTRE MÉTODOS ANALÍTICOS MATEMÁTICOS.	69
TABELA 13. MÉDIAS DOS ESTOQUES DE C DOS TRATAMENTOS NAS INTERAÇÕES ENTRE MÉTODOS LABORATORIAIS DE RECUPERAÇÃO DE CARBONO VS. MÉTODOS DE CÁLCULO DE ESTOQUE DE C.	70
TABELA 14. ATRIBUTOS DA MO DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO.....	84
TABELA 15. TAXA DE SUBSTITUIÇÃO DO C DO VN2 POR C DA PASTAGEM NA DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO (MO) E NA MATÉRIA ORGÂNICA >53 µM (MOP).	94
TABELA 16. CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT) E NITROGÊNIO TOTAL (NT) EM UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO	102

TABELA 17. PROPORÇÕES DE C NAS FRAÇÕES DE MATÉRIA ORGÂNICA LEVE (MOL) E PARTICULADA (MOP) DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	104
TABELA 18. ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	112
TABELA 19. CONTRIBUIÇÃO RELATIVA CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA (C-BIO) NO CARBONO ORGÂNICO TOTAL DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	113
TABELA 20. PROPORÇÕES DE DIFERENTES GRUPOS FUNCIONAIS (%) PRESENTES NOS ESPECTROS DE ¹³ C-CPMAS-NMR, E OS ÍNDICES DERIVADOS DE AROMATICIDADE (A), HIDROFOBICIDADE (H) E RAZÃO ALQUILA/ALQUILA OXIGENADA EM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	119
TABELA 21. FITOMASSA AÉREA E PRODUÇÃO DE GRÃOS DURANTE 31 ANOS DE CULTIVO EM LATOSSOLO VERMELHO NO CERRADO.	134
TABELA 22. CARBONO E NITROGÊNIO NA FITOMASSA SECA E NOS GRÃOS DE MILHO, ARROZ E SOJA (%).	135
TABELA 23. ADIÇÕES E REMOÇÕES DE N AO SISTEMA SOLO-PLANTA NO INTERVALO DE PROFUNDIDADE DE 0-30 CM POR 31 ANOS DE CULTIVO.	136
TABELA 24. MÉDIAS MENSIS DAS TEMPERATURAS MÁXIMA, MÍNIMA E PRECIPITAÇÃO, NO PERÍODO DE 1974 A 2010, NA ESTAÇÃO CLIMÁTICA DA EMBRAPA CERRADOS/INPE, PLANALTINA, DF.	159
TABELA 25. ESTOQUES DE C DA FITOMASSA EM CERRADO SENTIDO RESTRITO NO DISTRITO FEDERAL (MG C HA ⁻¹) E SIMULADOS PELO MODELO CENTURY SAVANNAS.	162
TABELA 26. VARIAÇÕES NOS ESTOQUES OBSERVADOS DE C (0-20 CM DE PROFUNDIDADE) EM UM PERÍODO DE 15 ANOS APÓS A SUBSTITUIÇÃO DE CERRADO SENTIDO RESTRITO (VN2) POR SISTEMAS CULTIVADOS.	164
TABELA 27. VARIAÇÕES ENTRE OS ESTOQUES OBSERVADOS E SIMULADOS DE C DO SOLO (0-20 CM) APÓS 15 ANOS DA SUBSTITUIÇÃO DE CERRADO SENTIDO RESTRITO (VN2) POR SISTEMAS CULTIVADOS.	166
TABELA 28. CARBONO DA FITOMASSA AÉREA E DE GRÃOS NA CRONOSSEQUÊNCIA 1996-2010.	167
TABELA 29. COMPARAÇÕES ENTRE OS VALORES DE C TOTAL DO SOLO SIMULADOS E OBSERVADOS EM 21 ANOS APÓS A SUBSTITUIÇÃO DO CERRADO POR PASTAGEM COM E SEM APLICAÇÃO DE N FERTILIZANTE.	169
TABELA 30. SIMULAÇÕES DOS ESTOQUES DE CARBONO EM SOLO SOB CERRADO, PASTAGEM E INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA APÓS 40 ANOS DE MANEJO.	180

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. DIAGRAMA COM FLUXOS ENTRE COMPARTIMENTOS DO MODELO CENTURY. P = PRECIPITAÇÃO; T= TEMPERATURA; DEFAC = FATOR DE DECOMPOSIÇÃO. ADAPTADO DE PARTON, ET AL. (1994).....	38
FIGURA 2. MÉDIA MENSAL DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA DECENAL (MM) PARA O PERÍODO DE 1974 - 2003.	45
FIGURA 3. DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS NATIVAS DE REFERÊNCIA E DOS EXPERIMENTOS DE LONGA DURAÇÃO NA EMBRAPA CERRADOS, PLANALTINA, DISTRITO FEDERAL, BRASIL (15°35'30"S A 15° 35'S E 47° 42'00"W A 47° 42'30"W).	46
FIGURA 4. CRONOLOGIA DE MANEJO NO SÍTIO I. VIDE DESCRIÇÃO NA TABELA 1.....	47
FIGURA 5. MODELO ESQUEMÁTICO DE IMPLEMENTOS UTILIZADOS NO MANEJO DO SOLO	50
FIGURA 6. VISTA DOS EXPERIMENTOS DE LONGA DURAÇÃO NA EMBRAPA CERRADOS, PLANALTINA, DF	52
FIGURA 7. DIFERENÇAS ABSOLUTAS E RELATIVAS DE ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO NO INTERVALO DE 0-100 CM DE PROFUNDIDADE.	60
FIGURA 8. REGRESSÃO LINEAR ENTRE OS TEORES DE C ORGÂNICO TOTAL (G KG ⁻¹) POR COMBUSTÃO A SECO (C-TOC) E OXIDAÇÃO VIA ÚMIDA COM AQUECIMENTO (C-O ₂ +) EM UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO DE 0-100 CM. (P<0.0001; (N=48)).....	68
FIGURA 9. REGRESSÃO LINEAR ENTRE OS TEORES DE C ORGÂNICO TOTAL (G KG ⁻¹) POR COMBUSTÃO A SECO (C-TOC) E OXIDAÇÃO VIA ÚMIDA SEM AQUECIMENTO EXTERNO (C-O ₂) EM UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO DE 0-100 CM. (P<0.001; (N=48)).....	68
FIGURA 10. ERRO MÁXIMO DA ESTIMATIVA DOS ESTOQUES DE CARBONO DO SOLO (MG HA ⁻¹) DE UM LATOSSOLO NO CERRADO EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO.	72
FIGURA 11. DIFERENÇAS ABSOLUTAS E RELATIVAS DE ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO NO INTERVALO DE 0-100 CM DE PROFUNDIDADE ENTRE: PLANTIO DIRETO (PD) E VN2; PASTAGEM E VN2; TOC = COMBUSTÃO A SECO; O ₂ = OXIDAÇÃO VIA ÚMIDA; O ₂ + = OXIDAÇÃO VIA ÚMIDA COM AQUECIMENTO.	72
FIGURA 12. ASSINATURA ISOTÓPICA ¹³ C (Δ ¹³ C) DA MATÉRIA ORGÂNICA DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO.....	89
FIGURA 13. ASSINATURA ISOTÓPICA ¹³ C (Δ ¹³ C) DA MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO.	91
FIGURA 14. CONCENTRAÇÃO DE C DAS FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA EM UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMA DE MANEJO NO CERRADO.	105
FIGURA 15. ASSINATURA ISOTÓPICA ¹³ C (Δ ¹³ C) DA MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO.	108

FIGURA 16. DISTRIBUIÇÃO DA BIOMASSA MICROBIANA NO PERFIL DE 0-40 CM DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	110
FIGURA 17. CONCENTRAÇÃO DE C EM COMPARTIMENTOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	114
FIGURA 18. CONCENTRAÇÃO DE N EM COMPARTIMENTOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	115
FIGURA 19. ESPECTRO ^{13}C DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS DO SOLO NO “VN1” (CERRADO SENTIDO RESTRITO NO INTERVALO DE PROFUNDIDADE DE 0-10 CM) EM ESTADO SÓLIDO UTILIZANDO A TÉCNICA DE POLARIZAÇÃO CRUZADA E ROTAÇÃO NO ÂNGULO MÁGICO (^{13}C -CPMAS-NMR) E GRUPOS FUNCIONAIS ASSOCIADOS AS BANDAS CORRESPONDENTES (ADAPTADO DE SKJEMSTAD, ET AL., 1998).....	117
FIGURA 20. ESTOQUE DE C EM COMPARTIMENTOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	130
FIGURA 21. DIFERENÇAS DE ESTOQUE NOS COMPARTIMENTOS DO C DO SOLO NO INTERVALO DE 0-30 CM DE PROFUNDIDADE TENDO COMO REFERÊNCIA O VN1.	131
FIGURA 22. ESTOQUE DE N EM COMPARTIMENTOS DE UM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NO CERRADO.	133
FIGURA 23. PRODUÇÃO DE GRÃOS (A) FITOMASSA AÉREA (B) EM 31 ANOS DE CULTIVO NUM LATOSSOLO VERMELHO ARGILOSO NO CERRADO.	135
FIGURA 24. ESTIMATIVAS DE ENTRADAS E SAÍDAS DE C APÓS 31 ANOS DE SUBSTITUIÇÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA DE CERRADO SENTIDO RESTRITO POR AGROECOSSISTEMAS. SISTEMAS DE MANEJO DESCRITOS NO RODAPÉ DA FIGURA 19. ¹ SOMA DAS MÉDIAS DE C NA BIOMASSA AÉREA, RAÍZES TOTAL (A) E 2,52 MG HA ⁻¹ DE NECROMASSA (MIRANDA, 2012).	138
FIGURA 25. VALIDAÇÃO DE MODELO <i>CENTURY ECOSYSTEM SAVANNA</i> (CENTURY) PARA CERRADO SENTIDO RESTRITO (PINTO ET AL., 2013... EM PREPARAÇÃO).....	158
FIGURA 26. VALORES SIMULADOS E OBSERVADOS DOS COMPARTIMENTOS DE C DO SOLO EM CERRADO SENTIDO RESTRITO NO SÍTIO II (0-20 CM DE PROFUNDIDADE); TOTAL: ESTOQUES DE C TOTAL DO SOLO; PASSIVO: ESTOQUES DE C NO COMPARTIMENTO PASSIVO DA MO; LENTO: ESTOQUES DE C NO COMPARTIMENTO LENTO DA MO; ATIVO: ESTOQUES DE C NO COMPARTIMENTO ATIVO DA MO. ΔC : DIFERENÇA ENTRE OS VALORES SIMULADOS E OBSERVADOS EM PORCENTAGEM. PARA OS VALORES OBSERVADOS, OS COMPARTIMENTOS ATIVO, LENTO E PASSIVO SÃO REPRESENTADOS PELO C-BIO (METHERELL ET AL., 1993), C-MOP E C-RESIDUAL.	160
FIGURA 27. PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA LÍQUIDA (NPP) OBSERVADA E SIMULADA PELO MODELO CENTURY PARA CERRADO SENTIDO RESTRITO (VN2).....	163
FIGURA 28. DADOS OBSERVADOS E SIMULADOS DE C TOTAL (A) E RAZÃO C:N (B) PELO MODELO CENTURY NA CRONOSSEQUÊNCIA 1995-2010: CERRADO SENTIDO RESTRITO - QUATRO ANOS DE LAVOURA (REVOLVIMENTO POR DOIS ANOS COM ARADO DE DISCOS E PLANTIO DE ARROZ E DOIS	

ANOS COM ARADO DE AIVECAS E PLANTIO DE SOJA) - 11 ANOS DE PASTAGEM COM <i>BRACHIARIA BRIZANTHA</i> . CORRELAÇÃO 0,926 ($P = 0,003$).	165
FIGURA 29. DADOS OBSERVADOS E SIMULADOS DOS COMPARTIMENTOS DE C DO SOLO PELO MODELO CENTURY NA CRONOSEQUÊNCIA 1995-2010: CERRADO SENTIDO RESTRITO - QUATRO ANOS DE LAVOURA (REVOLVIMENTO POR DOIS ANOS COM ARADO DE DISCOS E PLANTIO DE ARROZ E DOIS ANOS COM ARADO DE AIVECAS E PLANTIO DE SOJA) - 11 ANOS DE PASTAGEM COM <i>BRACHIARIA BRIZANTHA</i> . * (EVENTOS DE REVOLVIMENTO).....	167
FIGURA 30. ASSOCIAÇÕES ENTRE VALORES DE C TOTAL DO SOLO SIMULADOS E OBSERVADOS EM 21 ANOS APÓS A SUBSTITUIÇÃO DO CERRADO POR PASTAGEM COM APLICAÇÃO ANUAL MÉDIA DE 60 KG DE N HA ⁻¹ . N-5: REGIME DE QUEIMADAS COM CICLO DE CINCO ANOS; N-2,5: REGIME DE QUEIMADAS COM CICLO DE 2,5 ANOS.	170
FIGURA 31. ASSOCIAÇÕES ENTRE VALORES DE C TOTAL DO SOLO SIMULADOS E OBSERVADOS EM 21 ANOS APÓS A SUBSTITUIÇÃO DO CERRADO POR PASTAGEM SEM APLICAÇÃO DE N. SN-5: REGIME DE QUEIMADAS COM CICLO DE CINCO ANOS; SN-2,5: REGIME DE QUEIMADAS COM CICLO DE 2,5 ANOS.	171
FIGURA 32. ESTOQUE DE C E N DO SOLO SOB CERRADO EM EQUILÍBRIO SIMULADOS SOB REGIME DE FOGO EM CICLOS DE 5 ANOS E 2,5 ANOS. TOTAL-5: ESTOQUE TOTAL; TOTAL-2,5 ESTOQUE TOTAL.	172
FIGURA 33: SIMULAÇÃO DA PRODUÇÃO E PRODUTIVIDADE DO CERRADO SENTIDO RESTRITO EM ESTADO DE EQUILÍBRIO SOB REGIME DE FOGO EM CICLOS DE 5 ANOS E 2,5 ANOS. AÉREO: BIOMASSA AÉREA; RADICULAR: BIOMASSA RADICULAR.	174
FIGURA 34. SIMULAÇÃO DOS ESTOQUES DE C TOTAL EM SOLO COM 50% DE ARGILA NA CRONOSEQUÊNCIA CERRADO (-1995) - CULTIVO (1996-2000) - PASTAGEM (2000-2030).....	175
FIGURA 35. SIMULAÇÃO DOS ESTOQUES DE C E RAZÃO C:N EM SOLO COM 50% DE ARGILA NA CRONOSEQUÊNCIA CERRADO (-1995) - CULTIVO (1996-2000) - PASTAGEM (2000-2030) EM RESPOSTA A APLICAÇÕES CRESCENTES DE N.	176
FIGURA 36. SIMULAÇÃO DOS ESTOQUES DE C DO SOLO AO LONGO DE 40 ANOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA.	178

INTRODUÇÃO

O carbono (C) na forma de gás carbônico (CO_2) atmosférico entra na biomassa terrestre via fotossíntese (produtividade primária bruta), e metade desse valor é logo liberado como CO_2 pela respiração das plantas. Esse carbono é armazenado na biomassa vegetal (produtividade primária líquida) e entra no solo via senescência ou exsudação. Ao mesmo tempo, a respiração heterotrófica e o fogo retornam uma quantidade equivalente à produtividade primária líquida para a atmosfera fechando o ciclo.

Nas últimas décadas, assistiu-se a uma longa e tumultuada história de discussões na comunidade científica sobre a influência exercida pelas atividades humanas nesse ciclo do carbono. No entanto, há evidências crescentes que o aumento da concentração de gases de efeito estufa tem um forte componente antrópico que contribui para o aquecimento global também associado a mudanças climáticas (WMO, 2010). Dentre os gases de efeito estufa, 63% das emissões correspondem ao CO_2 , enquanto que o metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e os outros gases traço correspondem a 24, 10, e 3% respectivamente (IPCC, 2006).

Ainda nesse contexto há evidências de que a população mundial vai continuar crescendo até atingir cerca de 9 bilhões de pessoas em 2050, em competição por espaço ocupado com espécies da flora e da fauna (IPCC, 2006). Ademais, o crescimento econômico mundial subsiste na forte dependência dos combustíveis fósseis, com projeções de aumento de até 53% do consumo de energia entre 2008-2035. Caso não ocorra uma mudança na matriz energética, esse aumento pode proporcionar um incremento anual das emissões de CO_2 de até 43% nesse mesmo período ($2008 = 30 \text{ Gt}^{(1)} \text{ ano}^{-1}$; $2035 = 43 \text{ Gt ano}^{-1}$) (EIA, 2011).

O solo, além de ser um recurso fundamental para a vida no planeta, é também um componente importante desse ciclo do carbono no que se refere ao potencial de armazenar carbono na forma de matéria orgânica. Estimativas indicam que 3,3 vezes mais carbono é armazenado no solo em relação à atmosfera e 4,5 vezes mais, em comparação com a biosfera (JANZEN et al., 2004; LAL, 2006).

A literatura também fornece amplas evidências de que o armazenamento de carbono no solo costuma ser maior em sistemas naturais quando comparados a solos cultivados. Entretanto, os sistemas cultivados, por sua vez, podem agir como fonte ou dreno de CO_2 atmosférico (GUO & GILLFORD, 2002; LAL, 2009;), dependendo das práticas de manejo adotadas e do regime climático, em interação com os mecanismos e processos intrínsecos do

solo (SMITH et al., 2008). O sequestro, ou armazenamento de carbono nos solos seria, portanto, uma maneira promissora em curto prazo - 20 a 50 anos - para compensar parte das emissões de carbono de origem antrópica, até que se desenvolvam soluções de longa duração para a redução do CO₂ atmosférico, principalmente no setor energético, com a redução do uso de combustíveis fósseis.

A acumulação de carbono é geralmente medida em termos de carbono total armazenado no solo, mas o “potencial de armazenamento” e “por quanto tempo ele pode ser armazenado” depende dos reservatórios de carbono no solo (ativo/lábil vs. recalcitrante/passivo) do tempo de reciclagem (SIX et al., 2002), da forma de estabilização, se química ou física (KAISER et al., 2002) e da localização (inter/intra-agregado e carbono livre no solo) (BALESDENT et al., 1996).

A taxa de armazenamento de carbono pode ser aumentada com a adoção de práticas de manejo específicas (FELLER et al., 2006; LAL, 2010). Vários estudos têm demonstrado que esse armazenamento está associado ao regime climático (GUO & GILLOFORD, 2002), ao manejo do solo (RESCK et al., 2000; SÁ et al., 2001; SIX et al., 2002 a; SISTI et al., 2004; BERNOUX et al., 2006; BAYER et al., 2006), à quantidade e qualidade dos resíduos adicionados ao solo (SIX et al., 2002), à mineralogia e tipo de solo (TRISTRAM & SIX, 2007). Existe ainda um limite de armazenamento que depende do conteúdo de argila ou da mineralogia do solo, o que pode determinar diferentes quantidades de carbono armazenado em um período de tempo limitado até atingir o ponto de saturação de carbono do solo (WEST & SIX, 2007). Metodologias de avaliação do sequestro de carbono também podem influenciar nessas estimativas, como a escolha da profundidade da amostragem (FRANZLUEBBERS, 2002).

A maioria das definições de armazenamento de C no solo refere-se apenas à remoção de CO₂ da atmosfera e o posterior armazenamento na forma orgânica do solo. Mas não há dúvidas de que a matéria orgânica do solo é um complexo dinâmico que tem como princípio a produtividade das plantas, a produção de resíduos e decomposição, e envolve os componentes microbianos e bioquímicos que mudam no tempo e no espaço, dependendo de fatores bióticos e abióticos, o uso e fertilizantes, e o grau de associação com componentes inorgânicos do solo (SCHNITZER & MONREAL, 2011).

Sendo assim, além do carbono propriamente dito, o ciclo de carbono no sistema solo-planta envolve uma complexa rede biogeoquímica, que inclui nutrientes (especialmente nitrogênio), água, oxigênio e temperatura. De acordo com Stevenson (1994), os compostos nitrogenados representam em torno de 5% da fração orgânica do solo, e cerca de 95 a 98% desse elemento fazem parte dessa fração. Nesse conjunto, o CH₄ e N₂O, que constituem gases de efeito estufa, também estão envolvidos em trocas entre o sistema solo-planta-atmosfera (BERNOUX et al., 2006).

A disponibilidade de água no solo, por sua vez, tem importante função na atividade microbiana e na dinâmica do ciclo de nutrientes (WARDLE & PARKINSON, 1990), especialmente o N (PARRON et al., 2003), que normalmente é absorvido por fluxo de massa pelas raízes das plantas na forma de nitrato dissolvido em água e é convertido em compostos orgânicos incorporados na dinâmica de produção-decomposição do carbono.

Portanto, o papel da matéria orgânica do solo na manutenção das sociedades humanas engloba os âmbitos local (i.e. manutenção da fertilidade) e global (i.e. a mitigação das emissões de carbono para a atmosfera) (FELLER et al., 2006).

Alguns modelos matemáticos têm sido propostos para simular o ciclo do carbono no solo em longo prazo. Entre os modelos mais utilizados está o *Century*, que foi testado em ecossistemas tropicais (CERRI et al., 2003; LEITE et al., 2003; WENDLING, 2007; DIAS, 2010) apresentando eficiência para simular os efeitos de diferentes tipos de manejo e uso do solo sobre a dinâmica do carbono.

Nesse contexto, esse estudo teve como objetivos avaliar: a dinâmica do carbono do solo em longo prazo em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado [savana brasileira] tendo como referência uma área nativa; o papel do solo como fonte e/ou dreno do CO₂ da atmosfera em diferentes sistemas de cultivo; a distribuição de C e N nos reservatórios da matéria orgânica do solo; a eficiência do modelo *Century* em simular os estoques de carbono no solo de sistemas de manejo agrícola e pastagem no Cerrado.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Variações do carbono no solo em função do tempo de manejo

Iniciativas internacionais para se monitorar os gases de efeito estufa na atmosfera terrestre utilizam modelos de simulação que incluem o carbono nos solos (IPCC, 2006). Em termos globais, a atmosfera armazena cerca de 750 Pg de C com taxas de aumento de 3,3 Pg C ano⁻¹. Os solos, por sua vez, armazenam cerca de 1.500-2.500 Pg C (bilhões de toneladas) no primeiro metro de profundidade (SCHLESINGER, 1997; CAST, 2004) dois terços na forma de matéria orgânica (LAL, 2004).

Evidências indicam que solos são vulneráveis à degradação através de perdas de carbono e liberam gases de efeito estufa para a atmosfera. Até o final do século XX, a conversão de áreas nativas para terras cultivadas no mundo havia contribuído para a perda de mais de 50 Pg C (PAUSTIAN et al., 1998) numa taxa que pode variar entre 25 e 75% do conteúdo original, dependendo do uso e manejo do solo (LAL, 2010).

Em uma síntese que avaliou o efeito do uso da terra no estoque de carbono do solo mundial foram identificadas perdas de até 40% quando florestas são convertidas em agricultura e um ganho de 20% quando terras agrícolas são convertidas em pastagens (GUO & GILFORD, 2002). Os autores defendem que, além do tempo de manejo, a intensidade das perdas depende da zona climática, tipo de solo e profundidade do perfil.

Enquanto pradarias temperadas perdem cerca de 30% do carbono do solo após 60 anos de cultivo (TIESEN & STEWART, 1983), em zonas climáticas de temperaturas mais elevadas essa perda pode ser mais intensa. Em florestas tropicais, o cultivo de solos provoca perdas de mais de 60% dos estoques originais de carbono em apenas alguns anos (BROWN & LUGO, 1990), e o estoque de carbono em ambientes semiáridos pode diminuir em 30% num horizonte temporal de menos de cinco anos quando a vegetação nativa ou pastagens são convertidas em lavouras (ZACH et al., 2006; NOELLEMEYER et al., 2008). No Cerrado, após cinco anos de monocultivo sob revolvimento anual, houve perdas de 41 a 80% do C em solos com gradientes de textura argilosa para arenosa, respectivamente, o que refletiu negativamente na capacidade de troca de cátions (SILVA et al., 1994).

Parte desse carbono perdido pode ser recuperado por qualquer prática que aumente a produtividade do ecossistema, que, por conseguinte, retira CO₂ da atmosfera, ou seja, práticas

de manejo do solo ou da produção que aumentem a fotossíntese e diminuam a respiração, ou a combustão, e consequentemente, aumentam o C armazenado no sistema. Esse processo recebe denominações de armazenamento, ou construção de sumidouros/drenos de carbono.

Os teores de carbono do solo de sistemas nativos refletem o equilíbrio das entradas e saídas em determinado regime edáfo-climático, mas segundo Six et al., (2002), não representa necessariamente o limite superior no estoque de C. Em geral, em sistemas de plantio convencional, a perturbação do solo tende a estimular as perdas de carbono, tanto por aumentar a oferta de oxigênio para os organismos decompositores, como por fragmentar agregados que protegem o carbono do acesso microbiano. No manejo conservacionista, no qual não há revolvimento prévio à semeadura (no-tillage; plantio direto; sistema plantio direto), frequentemente resulta em ganhos de carbono, mas nem sempre (WEST & POST 2002; ALVAREZ 2005; GREGORICH et al., 2005; JANTALIA, 2007).

Na maioria dos estudos, as referências para perdas de C no solo se respaldam no carbono armazenado em sistemas naturais originais (LAL, 2008; BUSTAMANTE et al., 2006), mas quando se trata de estimativas de taxas de acumulação de C em solos cultivados, existe um alto grau de incertezas, especialmente porque a capacidade do solo de sequestrar C depende do histórico de uso e manejo e da extensão da perda de C.

Quando a referência adotada foi o sistema convencional, onde o solo foi perturbado com revolvimento, West & Post (2002), com base em um banco de dados global de 67 experimentos de longa duração, verificaram que a adoção de plantio direto, aumentou o armazenamento de C a taxas de 0, 57 Mg ha ano⁻¹, atingindo um novo equilíbrio entre 15 e 20 anos; adicionalmente, estudos mundiais têm demonstrado que, seja qual for o sistema, as variações no armazenamento C no solo estão diretamente relacionadas com a entrada C de resíduo de colheita (PAUSTIAN et al., 1997; SÁ et al., 2001; SÉGUY et al., 2006; BERNOUX et al., 2006).

As taxas mais altas de acúmulo foram encontradas em 12 anos sob plantio direto (PD), que apresentou um acúmulo de 21 Mg C ha⁻¹ tendo como referência uma vegetação nativa de cerrado (CORAZZA et al., 1999). Mas quando esse mesmo sistema PD foi analisado depois de 20 anos de cultivo foi observado um decréscimo de 26 Mg C ha⁻¹ em relação ao cerrado nativo (JANTALIA et al., 2007).

Em relação aos sistemas cultivados, CORAZZA et al. (1999) encontraram após período de 12 anos, 155 Mg C ha⁻¹ para o PD e 129 Mg C ha⁻¹ para o PC (média = 142 ± 18,4 Mg C ha⁻¹). Entretanto, JANTALIA et al. (2007) não observaram diferenças entre o plantio direto e o plantio convencional (média = 177 ± 0,50 Mg C ha⁻¹). Essas disparidades podem estar associadas ao uso de diferentes métodos de análise laboratorial [Oxidação via úmida; (CORAZZA et al., 1999) vs. Combustão a seco; (JANTALIA et al., 2007)] e/ou cálculos aritméticos de estoque de carbono no solo [Camada equivalente; (CORAZZA et al., 1999) vs. Massa equivalente; (JANTALIA et al., 2007)].

Existem evidências científicas que as pastagens podem apresentar um maior potencial de fornecimento de C ao solo que o PD, tanto pelo sistema radicular abundante, volumoso, constantemente em renovação (MOREIRA et al., 2002) como pela grande quantidade de biomassa produzida (SILVA et al., 2004; SOUZA et al., 2008). Foram observados acúmulos de 1,92 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (CORAZZA, 1999) até 2,53 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no primeiro metro de profundidade do solo em pastagens cultivadas em Latossolo no Cerrado (SILVA et al., 2004).

A despeito desses resultados animadores, a importância do manejo da pastagem para o efetivo acúmulo de carbono foi avaliada em revisão que incluiu mais de uma centena de estudos em 17 países (CONANT et al., 2001). Nesses estudos, tanto a fertilização, como o uso de espécies produtivas e o manejo animal adequado foram indutores para o aumento do sequestro de C do solo em até 0,3 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. De fato, no sul do Brasil, a alta intensidade de pastejo causou perdas de 1,0 Mg C ha⁻¹ e 52 kg N ha⁻¹ em três anos de integração lavoura pecuária, mesmo com a adição de fertilizantes (SOUZA et al., 2009) o que reforça a importância de se considerarem todas as interações decorrentes das práticas de manejo na dinâmica do carbono do solo em pastagens.

Vale ressaltar que décadas de pesquisas indicam existir um limite de saturação e de perda de C no solo, e na melhor das hipóteses, qualquer perda ou ganho seria válida até esse sistema atingir a estabilização dos estoques de C do solo em um determinado horizonte de tempo onde os processos de absorção e a emissão estão em equilíbrio dinâmico (RESCK, 2000). Em geral, ocorrendo mudanças no uso do solo, ou no manejo, ou na entrada de resíduos vegetais, espera-se que haja uma mudança de estoque de C no solo (para mais ou para menos), mas de efeito finito (STEWART et al., 2007; HILLEL & ROSENZWEIG, 2010).

Do ponto de vista cronológico, existem indicativos de que o sequestro de C em solos de clima temperado pode ser efetivo por 20 a 50 anos (SMITH, 2004). et al., Em solos tropicais os estudos são bem mais recentes, mas ainda assim há evidências de que o acúmulo de C atinge seu máximo em menos tempo, estabilizando estoques em torno de 20 anos após a adoção de práticas agrícolas conservacionistas (IPCC, 2006; LAL, 2006). No sul do Brasil, variações nos estoques de C do solo estimadas por modelagem sugerem que, para alguns casos, o tempo de estabilização pode ser superior a 30 anos (BAYER et al., 2006).

Caracterização da matéria orgânica e reservatórios de carbono do solo

O carbono que se acumula no solo (COT) é o principal componente da matéria orgânica (MO) que, por sua vez, é definida como a fração orgânica do solo, incluindo plantas, animais e resíduos microbianos, em estágios variados de decomposição e húmus relativamente resistente. Conceitualmente, é todo o material orgânico do solo avaliado na fração que passa através de uma peneira de 2 mm. A MO tem 40 a 60% de C, dependendo de sua composição e idade, mas assume-se, frequentemente, uma média de 58% de C (i.e., $MO = 1,724 \times COT$; e que o COT tem uma valência média igual a zero) (NELSON & SOMMERS, 1982).

Alguns modelos conceituais têm sido desenvolvidos na tentativa de descrever os processos de formação e decomposição desse componente tão complexo do solo (JENKINSON & RAYNER, 1977; PARTON et al., 1987; 1988; DUXBURY et al., 1989) e geralmente incluem 3 a 4 reservatórios com taxas de residência (*turnover*) diferenciadas, que vão de alguns meses a milhares de anos.

Dentre os modelos que se mostraram eficientes para simular a dinâmica da MO em termos globais, o modelo *Century* (PARTON et al., 1987; SMITH et al., 1997) tem produzido resultados consistentes na simulação de balanço do carbono (C) e nitrogênio (N), particularmente em ecossistemas tropicais (PARTON et al., 1994) o que pode viabilizá-lo como uma ferramenta auxiliar no entendimento das mudanças ocorridas na MO em longo prazo, especialmente após a conversão de sistemas naturais em agroecossistemas (CERRI et al., 2003; SILVEIRA et al., 2000).

O modelo *Century* parte do pressuposto que o C da MO do solo está armazenado em compartimentos ou reservatórios denominados: “ativo”, com um rápido *turnover* [1 a 5 anos],

geralmente representado pelo C da biomassa microbiana (CMIC; JENKINSON & POWLSON, 1976) e o carbono orgânico solúvel do solo (PAUL, 1984); o compartimento “lento ou intermediário” [MO protegida fisicamente ou em formas químicas com mais resistência a decomposição com tempo de ciclagem de 20 a 40 anos], que tem sido representado pelo C da MO particulada [fração da matéria orgânica de tamanho $>53 \mu\text{m}$] (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992), ou pelo C da fração leve da MO [fração da MO que flutua em densidades em torno de 1.8 g cm^{-3} ; MOTAVALLI et al., 1994]; e o compartimento “passivo”, que pode ser estimado pelas substâncias húmicas (WOOMER et al., 1994), ou pelo carbono na fração organo-mineral, com tempo de ciclagem de 200 a 1.500 anos (DUXBURY et al., 1989).

Além da importância da MO no ciclo do C global (LAL et al., 2010), dezenas de pesquisas constataram que, em solos cultivados, a MO do solo contribui também para a fertilidade do solo, especialmente pelo aumento da capacidade de troca de cátions (SILVA et al., 1994; BAYER e MIELNICZUK, 1999), e para o incremento da estabilidade de agregados e o aumento do armazenamento de água em solos tropicais (RESCK et al., 2006). Todavia, em algumas situações, tanto esses parâmetros de qualidade do solo, como o C_{OT} podem não ser eficientes discriminadores dos impactos da mudança no uso da terra em curto prazo. Nesse caso, a avaliação de reservatórios do C de reciclagem mais rápida constitui-se em alternativa de incremento da sensibilidade nos estudos da MO do solo e aos impactos de diferentes sistemas de manejo.

A biomassa microbiana do solo é definida como a estimativa da massa microbiana viva total do solo, considerando a população microbiana como uma entidade única (DEPOLLI & GUERRA, 1999). Ela constitui apenas uma pequena fração do COT que varia de 2 a 5% (JENKINSON & LADD, 1981) e 1 a 5% do nitrogênio total do solo (SMITH & PAUL, 1990).

Estudos quantitativos e qualitativos desse reservatório de C são de importância fundamental, especialmente no que diz respeito a processos de formação de substâncias húmicas, formação de microagregados (SIX et al., 2002) e pela associação de C com a fração argila (GUGGENBERGER et al., 1994). NEUFELDT et al. (2002) sugerem que 85% dos polissacarídeos encontrados na fração tamanho argila são de origem microbiana e 75% de origem extracelular. A dinâmica do carbono no solo também é modulada pela biossíntese de

policetídeos, metabólicos secundários de plantas e animais com peso molecular menor que 2.500 nm. Existem mais de 100.000 substâncias incluídas nessa categoria, das quais, em torno de 50.000 são de origem microbiana (SCHNITZER & MONREAL, 2011). Evidências recentes indicam que ligações de polissacarídeos à superfície dos minerais da fração argila ($<2 \mu\text{m}$) podem ser um mecanismo relevante de estabilização do carbono em longo prazo no solo (KIEM & KOÖGEL-KNABNER, 2003).

A biomassa microbiana é, portanto, reconhecida como um elemento chave na decomposição e estabilização da matéria orgânica e como um reservatório de nutrientes de rápida ciclagem (MOREIRA & SIQUEIRA 2002). No entanto, esse reservatório tem suas limitações para ser usado isoladamente em validação de modelos que incluem componentes estruturais do carbono, pela rápida resposta dos microrganismos às mudanças nas condições ambientais (FERREIRA et al., 2007). Sendo assim, reservatórios de MO com um turnover intermediário seriam indicadores importantes para validação de modelos que pretendem esclarecer a eficiência de determinados sistemas de manejo em sequestrar carbono no solo em prazos maiores (5-40 anos). Existem suficientes evidências que a fração da matéria orgânica particulada (MOP) é razoavelmente homogênea, tem ciclagem relativamente rápida, e pode ser usada no teste de sensibilidade de modelos (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992; WOOMER, 1994). No Brasil, estudos realizados por de BAYER et al (2004) e FIGUEIREDO et al (2010), comprovaram que o carbono orgânico da MOP apresentou maior sensibilidade às mudanças no manejo do que o COT do solo.

No entendimento de GREGORICH & ELLERT (1993), em se tratando de MO separada por fracionamento físico, tanto a MOP recuperada por peneiramento (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992), como a matéria orgânica da fração leve, recuperada por método densimétrico (SOHI et al., 2001), são consideradas apropriadas para serem usadas como indicadores de mudanças na MO induzidas pelo manejo. Essa fração leve é geralmente recuperada em duas frações distintas [leve livre e oclusa] usando soluções de Iodeto de sódio (NaI) e politungstato de sódio (SPT), baseadas em densidade em torno de $1,8 \text{ g cm}^{-3}$, que recuperam o material leve com a mesma eficiência (SEQUEIRA et al., 2011).

Estudo semelhante identificou que tanto a POM como a MOL são derivadas sobretudo de resíduos de plantas parcialmente decompostos, sementes, animais em decomposição, incluindo também componentes microbianos, como esporos e hifas, que podem estar

associados aos minerais do solo em microagregados, considerada MO protegida. Consequentemente, tanto a POM como a MOL são mistura de compostos similares, mas que não podem ser usados como sinônimos por possuírem diferente composição química e estrutural (SIX et al., 2002).

Há de fato, cada vez mais trabalhos voltados para a investigação do tempo de residência e dos instrumentos funcionais pelos quais o C é estabilizado nessas frações MOP e MOL. Evidências não tão recentes revelaram que são três os principais mecanismos que ocorrem no solo: formação de micro-agregação (53-250 μm); ligação física com partículas de argila e silte (EDWARDS & BREMNER, 1967, *apud* LAL, 2006); e estabilização bioquímica pela formação de compostos recalcitrantes da matéria orgânica (DUXBURY, 1989; POST & KWON, 2000). Materiais recalcitrantes que estão fisicamente ou bioquimicamente protegidos podem apresentar tempo de residência de centenas de milhares de anos (DUXBURY, 1989; POST & KWON, 2000).

Uma das maneiras de se estimar o tempo de residência da matéria orgânica no solo utiliza a diferença na abundância natural de ^{13}C entre plantas com diferentes rotas fotossintéticas [Ciclo de Calvin (plantas C3) e ciclo Hatch-slack (plantas C4)]. Na natureza existem dois isótopos de C estáveis (^{12}C e ^{13}C), que compreendem 98,89% e 1,11% de todo C existente, respectivamente. Todas as plantas discriminam CO_2 durante a fotossíntese, mas o grau desta discriminação é em função da via fotossintética. Plantas com via fotossintética C3 têm $\delta^{13}\text{C}$ variando de -40 a -23‰ (valor mais frequente -27‰), enquanto que as plantas C4 têm valores de C variando de -9 a -19‰ (valor mais frequente -12‰) (SMITH & EPSTEIN, 1971). Assim, o $\delta^{13}\text{C}$ pode ser usado como um marcador natural para estudos da dinâmica da MO no solo.

Em ecossistemas naturais, o carbono orgânico do solo é derivado quase que exclusivamente dos resíduos da vegetação nativa, e, portanto, resultado da composição isotópica da vegetação da qual ela foi originada. Em agroecossistemas (sistemas cultivados com agricultura ou pastagens) duas origens são possíveis: uma remanescente da vegetação nativa e outra oriunda dos resíduos vegetais das plantas cultivadas.

Os métodos analíticos convencionais não possibilitam identificar a origem do ^{13}C presente na MO do solo, o que é possível utilizando-se técnicas isotópicas (BALESDENT et

al., 1996). Uma mudança no tipo de vegetação (i.e. plantas C4 de pastagens substituindo plantas C3 de florestas) resulta em alterações na assinatura da abundância natural de ^{13}C do solo, o que possibilita calcular a proporção de carbono derivado da vegetação natural usando um modelo de decaimento de primeira ordem (SIX et al., 2002) e estimar o tempo de residência de cada fração da matéria orgânica do solo.

A ciclagem de carbono, no entanto, pode variar de local para local e também de acordo com a profundidade do solo. Na região amazônica, a porcentagem de C derivado da pastagem após 20 anos atingiu 70% do C total (ARAÚJO et al., 2011). No Cerrado, Wilcke & Lilienfein (2004) relataram que o carbono derivado da *Brachiaria (Urochloa) Decumbens* substituiu até 31% do carbono original após 12 anos de cultivo. Tarré et al (2001) relataram que após nove anos de pastagem 45% do carbono do solo original da Mata Atlântica tinha sido substituído pelo carbono da braquiária na superfície do solo (0-5 cm). No entanto, nesse mesmo estudo, na camada de 20-30 cm a substituição foi de apenas 15%, e nenhuma substituição significativa foi encontrada abaixo de 40 cm.

Quanto a composição estrutural e bioquímica da MO, em geral, nos solos cultivados, a MO consiste basicamente em substâncias húmicas (70%), uma pequena quantidade de carboidratos (10%), compostos nitrogenados (10%) e lipídeos (10%) (THENG et al., 1989). O termo “Sustâncias húmicas” é usado para descrever uma mistura quimicamente complexa, onde é difícil encontrar estruturas químicas bem definidas, o que tem sido o desafio de muitas pesquisas nos últimos dois séculos, desde o primeiro artigo publicado por Archad em 1786 (ARCHAD, 1786 *apud* SCHNITZER, M. & MONREAL, 2011).

Na literatura mundial a origem e a estrutura das substâncias húmicas foram discutidas por vários trabalhos ao longo de décadas. Os argumentos incluem estágios de humificação que geralmente envolvem decomposição de fragmentos de plantas e animais em unidades simples, com síntese posterior de moléculas maiores, incluindo rotas alternativas da lignina (STEVENSON, 1994). Atualmente, substâncias húmicas podem ser consideradas tanto compostos orgânicos macromoleculares formados por polimerização - em ligações covalentes (SHNITZER & MONREAL, 2011) e/ou um fenômeno de agregação molecular complexo, descrito por vários tipos de associações supramoleculares. Essas superestruturas são representadas por associações de moléculas heterogêneas e relativamente pequenas que são estabilizadas por forças físico-químicas mais fracas que ligações covalentes, como pontes de

hidrogênio e van der Waals - forças hidrofóbicas dispersivas – (PICCOLO, 2002; WERSHAW, 2004).

De acordo com Burdon (2001), existem constituintes de plantas e microrganismos que contribuem para a formação das substâncias húmicas: carboidratos, proteínas, lipídeos, tanto de origem microbiana como de origem vegetal; ligninas e taninos; substâncias microbianas como melaninas e polipeptídeos que modulam os estágios de humificação (i.e., decomposição, síntese e/ou complexação de substâncias húmicas).

Esses constituintes da MO do solo podem ser estudados pelo uso de técnicas espectroscópicas, como a ressonância magnética nuclear ^{13}C com polarização cruzada e rotação em torno do ângulo mágico (^{13}C CP-MAS NMR). Essa técnica possibilita avaliação das alterações na composição molecular das substâncias húmicas decorrentes de diferentes tipos de manejo do solo, especialmente nas mudanças na contribuição relativa de grupos funcionais reconhecidos como lábeis e recalcitrantes (SCHULTEN & SCHNITZER, 1997).

Geralmente, esses grupos funcionais são encontrados na mesma ordem de abundância, independente do tipo de solo ou da composição florística: (alifáticos) O-alkyl > alkyl > aromáticos > carbonyl (MAHIEU et al., 1999; GUGGENBERGER et al., 1994; GONZALES PERES, 2004). No entanto, algumas mudanças na proporção dessas classes moleculares foram relatadas em diferentes sistemas de manejo do solo (PRESTON et al., 1994), sugerindo que o revolvimento promove alterações na distribuição de grupos funcionais na MO do solo, e portanto, no processo de humificação. O incremento no C-alquil e o decréscimo no C-O-alquil sugere que a relação C-alquil/C-O-alquil, pode fornecer um índice sensível ao avanço da decomposição de resíduos orgânicos no solo em diferentes regimes de uso da terra (GUGGENBERGER, 1994). Apenas alguns estudos no Brasil descrevem as mudanças nas estruturas químicas das substâncias húmicas (MARTIN-NETO et al., 1991; DICK et al., 1999; BAYER et al., 2002, GONZÁLES-PÉRES et al., 2004), mas nenhum deles foi conduzido com o objetivo de se tentar avaliar a estrutura química da matéria orgânica em diferentes sistemas de manejo em experimentos de longa duração no Cerrado.

Em uma síntese dos parágrafos anteriores, pode-se depreender que a MO do solo varia em tamanho e complexidade. Ela pode ocorrer como monômeros simples ou ácidos orgânicos até misturas complexas de biopolímeros e agregados. Além disso, a estrutura química pode

variar de estruturas inalteradas idênticas ao tecido precursor, até materiais altamente decompostos. Como resultado, a MO do solo é geralmente dividida em diferentes compartimentos baseados nas propriedades físicas [i.e. tamanho (MOP), densidade (MOL)], químicas [i.e. estrutura molecular], e taxa de decomposição, que pode ser calculada pela abundância natural de ^{13}C .

No campo da pesquisa aplicada os estudos têm procurado, através do fracionamento da matéria orgânica, identificar as reais contribuições dos compartimentos da MO orgânica de curto tempo de reciclagem para explicar o efeito do uso da terra nos estoques de carbono do solo.

Em clima temperado a participação do C-MOP no COT variou de 18 a 39% em pasto nativo e sistemas cultivados, respectivamente (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992); em contrapartida, no Cerrado, há relatos de pastagens cultivadas que apresentam até 50% do COT na forma de MOP (FIGUEIREDO, 2010).

E em geral, em sistemas de cultivo agrícola, há uma diminuição da MOP (TIESEN & STEWART, 1983) e o C-MOP representa entre 11 e 35% do COT (GREGORICH et al., 2006; CARTER et al., 2003; BAYER et al., 2004; CONCEIÇÃO et al., 2005; FIGUEIREDO et al., 2010; SEQUEIRA, 2011). Usando técnicas de abundância natural de ^{13}C , BALESSENT (1996) concluiu que a MOP tem um curto tempo de residência média em relação ao C associado a complexos organo-minerais tamanhos argila-silte (<53 μm).

Na última década, várias pesquisas também têm sugerido que a matéria orgânica leve (que inclui a matéria orgânica leve livre e oclusa) é um compartimento que também apresenta tempo de ciclagem relativamente curto e é bastante sensível a mudanças no manejo (DIEKOW, 2003; LEITE et al., 2003; XAVIER et al., 2006). De fato, o método densimétrico, quando usado apenas para recuperar a matéria orgânica leve livre [i.e. MOL] costuma detectar menos material do que o método granulométrico [i.e. MOP]. Em uma revisão de literatura, GREGORICH et al (2006) relataram que o C-MOP e o C-MOL representaram respectivamente 23 e 8% do COT, e cerca de 18% e 5% do nitrogênio orgânico do solo. Em ambientes de cerrado sentido restrito essa tendência parece persistir, já que o C-MOL e C-MOP recuperados, foram equivalentes a 20% e 39% do COT, respectivamente (PULROLNIK et al., 2009; FIGUEIREDO et al., 2010).

Considerando apenas a fração leve livre (MOL), após trinta anos de cultivo em sistemas PD e PC, ROSCOE & BUURMAN (2000) verificaram que 20% do C foi substituído por resíduos advindos de restos culturais de milho. Esses autores não observaram alterações significativas no COT com relação à substituição do C nativo pelo C das culturas.

Portanto, diante do exposto, experimentos de longa duração são essenciais para se gerarem informações precisas e robustas, no sentido de identificar, entender e documentar o efeito de sistemas de manejo, não apenas no carbono total do solo, mas também nas frações da MO de decomposição rápida e lenta, e, em última análise, para calibrar e validar modelos de balanço de carbono que vão contribuir para simulações de cenários futuros para os inventários de carbono globais.

Variações metodológicas na estimativa de armazenamento de carbono no solo

No contexto das mudanças climáticas globais, há significativas oportunidades de mitigação de GEEs (Gases de efeito estufa) nos agroecossistemas. Um modelo apresentado por Smith et al (2008) sugere que a agricultura tem um potencial biofísico de compensar até 20% do total das emissões antrópicas anuais de CO₂. No que diz respeito a todos os GEEs, em 2030 o potencial global de mitigação de agroecossistemas foi estimado em aproximadamente 5.500-6.000 Mt CO₂ eq. ano⁻¹. Desse potencial total de mitigação, aproximadamente 89% seriam proveniente das reduções das emissões de CO₂ do solo, 9% da redução das emissões de metano e 2% da mitigação das emissões de N₂O (SMITH et al., 2008). Mas, para que, em termos de magnitude, essas estimativas possam ser satisfatoriamente monitoradas, particularmente em relação à dinâmica do carbono, algumas limitações estão relacionadas à necessidade de padronização de metodologias de cálculo de armazenamento de C no solo.

Para se estimar a quantidade de C armazenada no solo, o investigador se orienta por associações de métodos analíticos laboratoriais e cálculos aritméticos envolvendo concentração, área, volume e massa. Deste modo, resultados muitas vezes divergentes em sistemas de manejo semelhantes podem proceder do uso de diferentes aproximações metodológicas.

Existem diversas metodologias analíticas para se estimarem os teores (concentração) de carbono em amostras de solo, destacando-se a oxidação via úmida e a combustão a seco. Até meados dos anos 1990 a maior parte das análises de rotina era realizada por oxidação via

úmida onde a MO é oxidada com uma mistura de $K_2Cr_2O_7$ e H_2SO_4 concentrado, sem aquecimento externo, atingindo uma temperatura de aproximadamente $120^{\circ}C$, sendo o excesso de dicromato titulado com sulfato ferroso amoniacal.

Assume-se que o dicromato reduzido durante a reação com o solo equivale ao carbono orgânico na amostra. A aproximação mais simplificada desse procedimento foi descrito por Walkley (1946), e se tornou globalmente conhecida como método Walkley & Black de análise de carbono orgânico do solo. Esse método, posto que oxida a MO de forma incompleta, recupera aproximadamente 76% do carbono orgânico do solo (mínimo 63% e máximo 86%; ALISSON, 1960, *apud* NELSON & SOMMERS, 1996)). Em uma síntese que incluiu 922 ambientes pedológicos em 15 artigos publicados por 30 anos de investigações, NELSON & SOMMERS (1996) constataram que esse método fornece estimativas aproximadas, ou semi-quantitativas devido a alta variabilidade nos teores de carbono recuperado; os fatores de correção variaram de 1,03 a 1,41 e 1,0 a 2,86 entre classes de solos e tipos de solos individuais, respectivamente. Não obstante, os mesmos preconizam a razoabilidade de se adotar o fator de correção de 1,32, caso não haja uma avaliação experimental específica para determinado grupo de solos.

Em vista dessa limitação do método, o uso de uma fonte externa de aquecimento foi testado e sugerido por diversos autores, (SCHOLLENBERGER, 1927; TYURIN, 1931; ANNE, 1945; TINSLEY, 1950; KALEMBASAS & JENKINSON, 1973; *apud* NELSON & SOMMERS, 1996) e entre os anos 1960 e 1980, estabeleceu-se que a inclusão de aquecimento externo da mistura em torno de $150^{\circ}C$ por até 30 minutos (MEBIUS, 1960; YEOMANS & BREMNER, 1988) seria suficiente para assegurar a completa oxidação do C orgânico, sendo desnecessário empregar um fator de correção em relação ao método por combustão a seco (NELSON & SOMMERS, 1996).

Nas análises de C por combustão a seco, a amostra é gradualmente aquecida numa corrente de oxigênio purificado. Nas temperaturas acima de $700^{\circ}C$, o C orgânico e inorgânico são convertidos em CO_2 que pode ser medido por titulação, cromatografia gasosa, espectrometria de infravermelho, ou gravimetria. Com a evolução desse procedimento, vários equipamentos automatizados foram desenvolvidos para a determinação da composição elementar (C, H, N, S).

Apesar do alto custo de aquisição, instalação e manutenção, esses equipamentos possibilitam que um maior número de amostras seja analisado em menor tempo. No entanto, em solos calcários, o C inorgânico deve ser mensurado por um pré-tratamento de digestão de carbonatos e o C orgânico calculado pela diferença entre C total e C inorgânico.

Investigações recentes revelam que os métodos de oxidação via úmida recuperam menos carbono que os métodos de combustão a seco (RHEINHEIMER et al., 2008; SEGNINI et al., 2008), e essa diferença varia com a classe de solo e horizontes amostrados (GATTO et al., 2009). Alguns trabalhos sugerem que parte desse carbono recuperado pelos métodos de combustão a seco está em outras formas, que não fazem parte da MO e, deste modo, seria importante não dispensar as devidas precauções analíticas na presença de carbonatos e carvão (WILKE, 2005; JANTALIA, 2007). Solos com pH (CaCl_2) > 6 são susceptíveis de conter carbonatos (WILKE, 2005) e a quantidade de carvão após queimadas também pode alterar os resultados, que devem ser tratados com cautela.

Em virtude da comprovada acurácia e precisão, os métodos de determinação de carbono por combustão a seco, passaram a ser sugeridos como referência pelo IPCC (Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas – ONU) para cálculos das estimativas de conteúdo de carbono no solo em inventários globais (IPCC, 2006). Ainda assim, devido ao baixo custo das análises e à facilidade de acesso a equipamentos e reagentes, os métodos baseados na oxidação do dicromato continuam sendo utilizados, a despeito da comprovada toxidez e bioacumulação em longo prazo de resíduos de cromo no meio ambiente (JORDÃO, 1999)).

De acordo com o que foi relatado, pode-se dizer que, no âmbito laboratorial, o C pode ser recuperado por vários métodos analíticos onde a concentração é sempre calculada com base no teor de C em amostras com uma massa de solo conhecida (g g^{-1}).

Contudo, no que se refere à variação dos cálculos aritméticos de estimativa de conteúdo de carbono em um perfil de solo, destaca-se a dimensão volumétrica, que inclui a profundidade do perfil. Nesse espaço, a quantidade de C armazenada pode ser expressa tanto em função apenas de um volume de solo conhecido, ou, incluir uma massa de solo específica.

Durante décadas de pesquisa, realizava-se o cálculo de armazenamento de C pelo método da camada equivalente, no qual os resultados de estoque de carbono são expressos em função de uma camada de solo com determinada espessura, sem levar em consideração a massa de solo armazenada nesse volume conhecido para efeito de comparação entre sistemas de manejo. A concentração de carbono é convertida em conteúdo de carbono, considerando a concentração de C numa amostra de solo coletada num perfil de solo de densidade e profundidade conhecidas. Enfatiza-se que, nesse caso, a densidade do solo é utilizada apenas para ajustar os teores de carbono a um volume específico, mas não considera a massa de solo existente nesse espaço. Destarte, esse método calcula a massa de C em relação ao volume de solo, que, em função da compactação, pode conter distintas massas de solo, em diferentes sistemas de manejo, e que não correspondem a massa de solo contida no sistema nativo original.

A expressão “massa equivalente” foi cunhada por Vallis, 1972 (*apud* ELLERT & BETTANY, 1996), para calcular o conteúdo de carbono na base da massa de solo equivalente a um sistema de referência, com a intenção de comparar sistemas de uso da terra após a conversão. Esse método garante que a massa de solo dentro do perfil de solo entre vários sistemas de manejo sejam equivalentes a massa de solo de um perfil de solo em um sistema considerado como referência (i.e. de preferência uma vegetação nativa ou aquele sistema que apresenta a menor densidade do solo). O método presume que o manejo pode aumentar a densidade do solo em relação a sistemas nativos; esse adensamento aumenta também a massa de solo contida em uma camada de solo de determinada espessura. Portanto, métodos que não consideram a massa de solo, provocam uma superestimativa dos estoques de C em solos com densidades mais elevadas (DAVIDSON & ACKERMAN, 1993).

A idéia de ajustar o conteúdo de carbono pela massa equivalente passou a ser utilizada como um mecanismo que elimina o efeito do adensamento do solo na estimativa dos estoques de C orgânico na comparação entre sistemas de manejo do solo; ou seja, a "correção de massa" sobre os estoques de carbono resulta em uma redução nos estoques de carbono devido à conversão do uso da terra (ELLERT & BETTANY, DAVIDSON & ACKERMAN, 1993, WALKLEY, 2004; SISTI et al., 2004; MARCHÃO et al., 2009).

Ainda que o método de cálculo de armazenamento de carbono pela massa equivalente corrija o efeito do adensamento do solo pelo manejo, os efeitos de cada sistema de manejo do

solo sobre a dinâmica do carbono em profundidade não devem ser menosprezados. A profundidade de amostragem é, portanto, mais uma questão importante em termos de medidas de acumulação de carbono.

Dessa forma, em complemento à argumentação sobre distintas aproximações metodológicas, alguns autores reforçam a idéia de tratar com cautela as evidências inequívocas sobre magnitudes de ganho de carbono pelo plantio direto ao advertir que uma comparação consistente das alterações de COT deve considerar o efeito do manejo em profundidade (RESCK et al., 2008, URQUIAGA et al., 2010; BATLLE-BAYER, 2010). Alguns estudos constataram que os efeitos de algumas práticas de manejo e cultivo refletem principalmente na camada superficial do solo [plantio direto] e outras, nas camadas mais profundas [arado de aivecas e pastagens] (JANTALIA et al., 2007; FIGUEIREDO, 2010; LAL, 1997; NEEDELMAN et al., 1999; MANLEY et al., 2005), e, portanto, as observações de maiores teores de C em sistemas de plantio direto podem ser um artefato devido a profundidade limitada de amostragem (LAL et al., 2008; BAKER et al., 2007; BATLLE-BAYER, 2010).

Embora o PD tenha potencial para acumular C no solo, em comparação ao plantio convencional, esse tipo de manejo proporciona estoques de carbono altamente estratificados, sendo mais concentrados perto da superfície e gradualmente decrescendo com a profundidade (BOLLINGER, 2006; SÁ et al., 2001; FERREIRA et al., 2007; BERNOUX et al., 2006). Para alguns autores essa condição de estratificação vai depender, ainda, da dinâmica de sistemas de manejo que antecedem ao plantio direto e das rotações de culturas utilizadas (RESCK et al., 2006), especialmente do tipo de cultura e da forte influência da contribuição do sistema radicular, bem como, da quantidade e qualidade dos resíduos e o aporte de nitrogênio (URQUIAGA et al., 2010).

Enquanto o IPCC recomenda que as estimativas de COT sejam realizadas pelo menos considerando a profundidade de 0-30cm [e aconselha 100 cm em casos específicos], essa instituição não reforça que os valores devam ser ajustados pela massa equivalente (IPCC, 2006). Há quem pondere sobre a necessidade de se analisar profundidades maiores que 60 cm (GUO & GILFORD, 2002). Outros, recomendam avaliar de 20 cm (BERNOUX et al., 2006) para áreas com plantio direto, até o primeiro metro de profundidade para se estimar com

maior precisão as mudanças do estoque de C do solo na áreas convertidas para cultivo e pastagens (URQUIAGA et al., 2010; BATLLE-BAYER et al., 2010).

Além disso, os estudos raramente consideram referências precisas para o tempo zero (linha de base), tais como tipo de vegetação nativa original e caracterização satisfatória dos atributos do solo (BATLLE-BAYER et al., 2010; BODDEY et al., 2010), o que dificulta a comparação dos dados disponíveis na literatura. Em se tratando do Cerrado, a quantidade de carbono armazenada em solos sob vegetação nativa pode variar de 87 Mg C ha⁻¹ a 210 Mg C ha⁻¹ (BUSTAMANTE et al., 2006).

Isto posto, é importante distinguir a noção clássica de armazenamento de carbono no solo associado unicamente com fluxos de CO₂, da noção de sequestro de carbono no solo, que leva em consideração o balanço total de diferentes gases de efeito estufa (CO₂, CH₄, N₂O, etc) e é calculado na base de CO₂ equivalente (FELLER et al., 2006). Em alguns casos, o armazenamento de carbono varia bastante em relação ao sequestro de carbono no solo. Uma revisão recente destaca que em climas temperados o aumento do armazenamento de carbono no solo em plantio direto leva a maiores emissões de N₂O, quando comparado a plantio convencional; mas esse sistema de plantio direto também causou o aumento das emissões de N₂O (expresso em relação ao C-CO₂ equivalente) que pode refletir em um aumento no potencial de aquecimento global (SIX et al., 2002). Quanto essa questão é considerada, torna-se evidente que o termo “sequestro de carbono” deve ser utilizado com cautela, ou no mínimo, mediante uma definição bastante clara, especialmente em publicações onde o conceito engloba apenas a quantificação do armazenamento de carbono e o balanço de CO₂.

Simulação do armazenamento de C pelo Modelo Century

Para efeitos de se atender a demanda da sociedade científica no que tange a contribuições para o aumento do conhecimento do ciclo de carbono global, é necessário gerar informações quantitativas sobre o tamanho dos vários reservatórios e taxas de reciclagem para estimar o sequestro de C no solo.

Nesse sentido, em consonância com a idéia desenvolvida nessa revisão sobre a complexidade de processos que controlam a ciclagem de C, sabe-se que a estabilização da MO no solo está em função de taxas de adições e decomposição, controladas por um balanço entre nutrientes, temperatura, umidade, textura e mineralogia do solo. Porém, interações entre

essas variáveis normalmente apresentam mecanismos complexos de retroalimentação e comportamento não linear (TORNQUIST et al., 2009).

Em ecossistemas tropicais, estudos em experimento de longa duração são relativamente recentes, o que agrava as lacunas de conhecimento sobre o controle ambiental no entendimento do ciclo biogeoquímico do C (BORTOLON et al., 2012), e dificulta a estimativa de C armazenado em formas mais recalcitrantes (reservatório passivo) da MO, que podem ter um tempo de residência maior que 150 anos (PARTON et al., 1989). Dentre as novas abordagens propostas para superar essas limitações, modelos de simulação têm sido utilizados com sucesso para realizar projeções nas alterações nos estoques de C em função de mudanças do uso do solo.

O *Century Agroecosystem model* (Century) é um modelo geral de ciclagem de nutriente no sistema solo-planta que tem sido usado para simular a dinâmica de carbono e nutrientes para diferentes ecossistemas incluindo pastagens, áreas agrícolas, florestas e savanas (PARTON et al., 1987; 1994; Figura 1). Ele é composto de funções de programação de eventos de manejo e submodelos de decomposição da MO, balanço hídrico, e produtividade das plantas (culturas/pastagens e produção florestal).

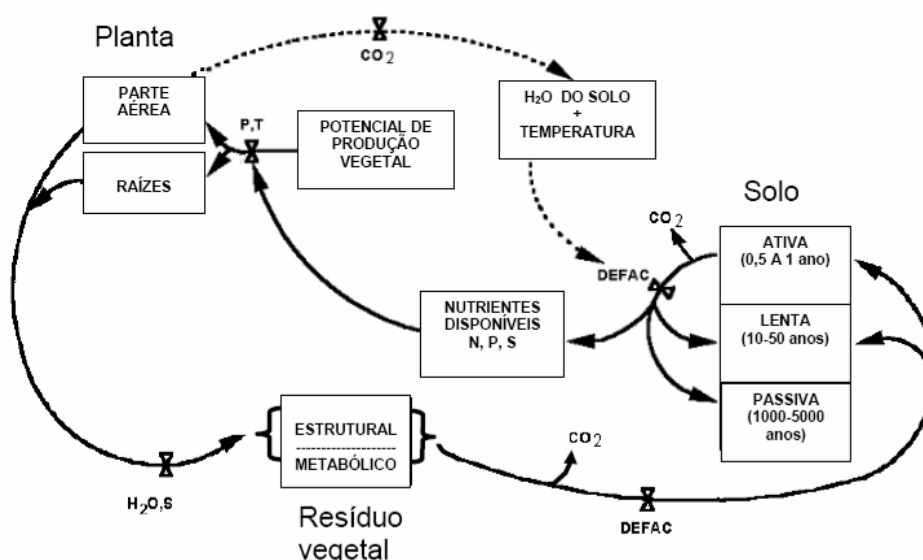


Figura 1. Diagrama com fluxos entre compartimentos do modelo Century. P = precipitação; T= Temperatura; DEFAC = Fator de decomposição. Adaptado de PARTON, et al. (1994).

Várias iniciativas de sucesso na aplicação do modelo Century têm sido documentadas no Brasil, em especial, após a conversão de florestas ou campos em sistemas cultivados. Em

Mata Atlântica o modelo demonstrou grande potencialidade para simular a dinâmica da MO do solo sob adubação mineral e orgânica (LEITE et al, 2004), a dinâmica do carbono em floresta, pastagem (SILVEIRA et al, 2000). Na Amazônia, o modelo mostrou-se adequado para simular a dinâmica do C e N total (CERRI, 2003). Também foi usado para simular dinâmica do nitrogênio e a dinâmica do carbono no sul do país em sistemas agrícolas (BORTOLON et al, 2009).

Para aumentar a capacidade de prever a dinâmica do C após a conversão, o modelo exige uma série de variáveis de entrada para a parametrização da produtividade do sistema nativo em estado de equilíbrio. As versões mais recentes - Century-Savannas - incluíram, num mesmo sistema, os estratos arbóreos e herbáceos para simular a produtividade de áreas nativas em domínios morfoclimáticos de savanas (METHERELL et al., 1993)..

Ainda assim, devido à limitada compreensão dos mecanismos subjacentes e à persistência e estabilização do C no complexo organo-mineral de solos tropicais, restam algumas questões associadas à validação do modelo Century-Savannas para prever futuras mudanças nos estoques de C após a mudança de uso da terra, particularmente em Latossolos, que, segundo Adámoli et al (1986), ocupam 46% do Cerrado.

Latossolos são solos altamente intemperizados, bem drenados, com horizonte A profundo. A fração argila é constituída essencialmente por minerais de argila 1:1 (com pouca ou nenhuma substituição isomórfica) e óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), o que determina uma baixa densidade de carga superficial líquida negativa e, em consequência, baixa capacidade de troca catiônica (CTC), quando comparada aos minerais 2:1 (mineralogia de carga permanente) encontrada em solos temperados e subtropicais (RESCK et al., 2008). Essas características refletem na disponibilidade de nutrientes para as plantas, no fluxo de água e na adsorção de C no complexo organo-mineral do solo.

No modelo Century, o fluxo de C para o compartimento passivo é controlado pelo conteúdo de argila. O fluxo de C do reservatório ativo para o lento e do lento para o passivo estão positivamente relacionados com o teor de argila e de argila+silte, respectivamente (PARTON et al., 1989) e foi calibrado em função da textura do solo com mineralogia onde predominam de argilas 2:1, que possuem potencial de associação com C diferente de argilas 1:1 e óxidos de Fe e Al (SILVER et al., 2000). Nesse sentido, alguns autores sugerem que o

modelo Century superestima o papel da proteção física do C pelas argilas em solos tropicais (CORBEELS et al., 2006).

As relações subjacentes que descrevem a estabilização do C no reservatório passivo para solos altamente intemperizados são discutidas detalhadamente por Leite & Mendonça (2003). Em solos tropicais, os teores de óxidos de Fe e Al influenciam os teores e a estabilidade da MO de duas formas: 1) pela formação de compostos organo-minerais de alta estabilidade em decorrência da interação eletrostática das cargas positivas dos óxidos e cargas negativas da MO do solo, dificultando o acesso microbiano ao substrato orgânico (OADES et al., 1989; *apud* LEITE & MENDONÇA, 2003) e; 2) por meio de mudanças na estrutura. Os solos ricos em óxi-hidróxidos de Fe e Al apresentam estrutura tipicamente granular, o que garante maior resistência à interferência antrópica e às alterações no manejo do solo (LEITE & MENDONÇA, 2003).

Vale relembrar que os dados utilizados para calibrar e validar modelos de simulação do ciclo do carbono e de mudanças climáticas globais são resultantes de décadas de pesquisas em estudos de longa duração sobre as mudanças dos estoques de C do solo em função de mudanças do uso da terra (PETERSON et al., 2011). Experimentos de longa duração são, portanto, instrumentos seguros e essenciais para gerar informações que permitem estimar diferentes taxas de mudanças tanto na concentração como no conteúdo de COT.

No domínio do Cerrado foi possível armazenar um conjunto consistente de dados edáficos e ambientais de longo prazo, coletados durante até 31 anos em experimentos de longa duração em manejo e conservação do solo e da água localizados na área experimental da Embrapa Cerrados. Nesses sítios, são avaliados atributos do solo em áreas que incluem: parcelas de cerrado sentido restrito, utilizadas como referência; tratamentos com gradientes crescentes de impacto pela perturbação do solo; tratamentos com diferentes entradas de C e N derivados de resíduo de colheita; pastagens com *Brachiaria brizantha*. Nesses 31 anos, diversos autores têm utilizado esses sítios experimentais na busca de índices e processos controladores da dinâmica do carbono e atributos do solo (CORAZZA et al., 1999; NEUFELD et al., 1999; MENDES et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2004; SILVA et al., 2004; SOUZA e ALVES, 2003; FERREIRA et al., 2005; FIGUEIREDO et al., 2005; ZINN et al., 2005; SÁ et al., 2005; RESCK et al., 2006; JANTALIA et al., 2007; FIGUEIREDO et al., 2007; FIGUEIREDO et al., 2010).

Desta forma, esse trabalho tem a proposta de contribuir para esse conjunto de conhecimento por meio da avaliação do efeito de 31 anos de manejo na dinâmica de carbono e nitrogênio num Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado.

CAPÍTULO I. VARIAÇÕES NAS ESTIMATIVAS DE ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO POR DIFERENTES MÉTODOS

INTRODUÇÃO

O papel da matéria orgânica do solo na manutenção das sociedades humanas engloba os âmbitos local (i.e. manutenção da fertilidade) e global (i.e. a mitigação das emissões de carbono para a atmosfera). No contexto de mudanças climáticas globais, há significativas oportunidades de mitigação de GEEs (Gases de efeito estufa) nos agroecossistemas (FELLER et al., 2006). A agricultura tem um potencial biofísico de compensar até 20% do total das emissões antrópicas anuais de gás carbônico (CO₂). No que diz respeito a todos os GEEs, em 2030 o potencial global de mitigação de agroecossistemas foi estimado em aproximadamente 5.500-6.000 Mt CO₂ eq. ano⁻¹. Desse potencial total de mitigação, aproximadamente 89% seria proveniente das reduções das emissões de CO₂ do solo, 9% da redução das emissões de metano e 2% da mitigação das emissões de óxido nitroso (N₂O) (SMITH et al., 2008).

No entanto, para que, em termos de magnitude, essas estimativas possam ser satisfatoriamente monitoradas, particularmente em relação à dinâmica do carbono no solo, algumas limitações necessitam ser superadas e dentre elas inclui-se a uniformização metodológica e de monitoramento periódico em estudos de longa duração.

A literatura fornece amplas evidências de que o armazenamento de carbono no solo costuma ser maior em sistemas naturais quando comparados a solos cultivados. Entretanto, os sistemas cultivados, por sua vez, podem agir como fonte ou dreno de CO₂ atmosférico (LAL, 2009; POST & KNOWN, 2000; GUO & GILLFORD, 2002), o que determina diferentes quantidades de carbono armazenado em um período de tempo limitado pela saturação de carbono do solo (TRISTRAM & SIX, 2007; WEST & SIX, 2007). Esse limite depende das práticas de manejo adotadas e do regime climático, em interação com os mecanismos e processos intrínsecos do solo (SMITH et al., 2008).

Investigações recentes revelam ainda, que metodologias analíticas são uma das fontes de variabilidade nas estimativas de concentração de carbono no solo. Métodos de oxidação do C via úmida recuperam menos carbono que os métodos de combustão a seco (NELSON & SOMMERS, 1996) e essa diferença varia com a classe de solo e horizontes amostrados (GATTO et al., 2009). Ademais, em termos de estoque de carbono as avaliações podem ocorrer de forma independente da compactação do solo, onde o cálculo integra os estoques em

uma profundidade fixa; ou seja, cálculos de estoque por um volume fixo [Camada equivalente]. Nesse caso as mudanças nas estimativas de estoque podem resultar tanto do aumento da massa do solo (ou redução) nesse volume fixo devido a compactação do solo, bem como pelo enriquecimento ou redução de carbono absolutos (MAQUERE et al., 2008). Esse efeito pode ser evitado pela integração dos estoques por uma massa de solo fixa em uma profundidade fixa de um solo sob vegetação nativa de referência (ELLERT et al., 2002). Sendo assim, a correção de massa de solo [Massa equivalente] para a estimativa de estoque de C também contribui para aumentar a precisão nas estimativas dos efeitos da mudança do uso da terra, que é sempre acompanhada por mudanças de densidade do solo (DON et al., 2011).

A definição de critérios quantitativos na escolha da profundidade da amostragem também tem se mostrado um elemento importante para se detectarem os efeitos do manejo nos estoques de C (BATLLE-BAYER, 2010). Enquanto o IPCC recomenda que as estimativas de C do solo devem considerar pelo menos a profundidade de 0-30 cm [e aconselha 100 cm em casos específicos] (IPCC, 2006), há quem pondere sobre a necessidade de se analisar profundidades maiores que 60 cm (GUO & GILFORD, 2002).

É importante destacar que além dessa esfera relativa a procedimentos e técnicas, os estudos raramente consideram referências precisas para o sistema solo-planta no tempo zero (linha de base), tais como o tempo de uso após a conversão e a caracterização da vegetação nativa original e dos atributos do solo (BATLLE-BAYER et al., 2010; BODDEY et al., 2010; BUSTAMANTE et al., 2006). Experimentos de longa duração, com monitoramento de áreas de referência são, portanto, instrumentos seguros e essenciais para gerar informações que permitem estimar diferentes taxas de mudanças tanto na concentração como no conteúdo de carbono do solo, especialmente no que se refere ao ajuste dos estoques de C em função da mudança da densidade do solo com o manejo. Com as alterações metodológicas que ocorrem ao longo do tempo, também há necessidade de se obter fatores de correção ajustados para validarem resultados de concentração de C já obtidos em épocas mais remotas.

No Cerrado foi possível armazenar um conjunto consistente de dados edáficos e ambientais de longo prazo, coletados durante 31 anos em experimentos de longa duração em manejo e conservação do solo localizados na área experimental da Embrapa Cerrados. Nesses sítios, são avaliados atributos do solo em uma área que inclui: parcelas de cerrado sentido restrito, utilizadas como referência; tratamentos com gradientes crescentes de impacto pela

perturbação do solo; tratamentos com diferentes entradas de C e N derivados de resíduo de colheita; pastagens com *Brachiaria brizantha*.

Diversos autores têm utilizado tais SÍTIOS experimentais na busca de índices e processos controladores da dinâmica do carbono no solo (CORAZZA et al., 1999; NEUFELD et al., 1999; MENDES et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2004; FERREIRA et al., 2007; ZINN et al., 2005; RESCK et al., 2006; JANTALIA et al., 2007; FIGUEIREDO et al., 2007; 2010; RESCK et al., 2008).

Dessa forma, esse estudo teve como objetivos: avaliar as alterações nos estoques de carbono do solo em decorrência da substituição de uma vegetação nativa de cerrado sentido restrito por agroecossistemas; obter fatores de correção para ajuste e validação de resultados obtidos sob diferentes métodos ao longo de 31 anos de manejo em Latossolo Vermelho argiloso distrófico no Cerrado.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição das áreas experimentais

O trabalho foi conduzido nos campos experimentais da Embrapa Cerrados, localizados em Planaltina-DF (15°35'30"S a 15° 35'S e 47° 42'00"W a 47° 42'30"W). A altitude varia de 1.014 a 1.200 m. Todos os tratamentos foram instalados em um Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999) de textura argilosa com variações entre 45 e 51% de argila.

O clima da região corresponde ao tipo Aw (tropical chuvoso), segundo classificação de Köppen, com presença de invernos secos e verões chuvosos. Uma característica marcante do clima local e do Cerrado, de maneira geral, é um período sem chuvas, dentro da estação chuvosa, conhecido como veranico (ADÁMOLI et al., 1986). Os dados da estação climatológica da Embrapa Cerrados apresentam um decréscimo no índice de precipitação anual entre 1974 e 2003 (MALAQUIAS et al., 2010). No primeiro decênio (1974-1983) a precipitação total média foi de 1.574 mm; no segundo decênio (1984-1993), houve um decréscimo de 7%, com valores absolutos de 1.469 mm, e no terceiro decênio (1994-2003) houve um decréscimo ainda maior (29%) e a média anual ficou em torno de 1.139 mm. Esse decréscimo fica mais evidente nos meses de janeiro, março e outubro (Figura 2).

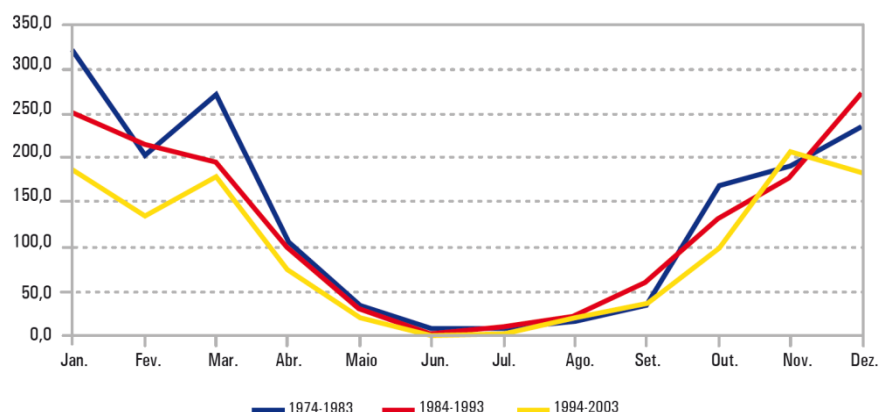


Figura 2. Média mensal da precipitação pluviométrica decenal (mm) para o período de 1974 - 2003. Adaptado de Malaquias et al. (2010).

Vegetação nativa de referência

Foram avaliados dois experimentos de longa duração instalados na Estação Experimental da Embrapa Cerrados (Figura 3), o primeiro completando 31 anos em 2009 (SITIO I), o segundo completando 15 anos em 2010 (SITIO II). Nesses sítios são monitorados diferentes sistemas de manejo do solo sob cultivo e parcelas adjacentes de uma área nativa de referência caracterizada como cerrado sentido restrito ou cerrado sensu stricto (RIBEIRO & WALTER, 1998).

O Cerrado (i.e. domínio ou bioma; grafado com letra maiúscula) apresenta em sua paisagem um mosaico de fitofisionomias que variam de formas campestres, savânicas com variação na cobertura lenhosa, até florestais com diferentes graus de deciduidade (RIBEIRO & WALTER 2008). Dentre as fitofisionomias do Cerrado, o cerrado sentido restrito (que apresenta estrato arbóreo, arbustivo e herbáceo) é a que melhor caracteriza o aspecto savânico do bioma que é subdividido em denso, típico, ralo e rupestre (FELFILI et al 2004, RIBEIRO & WALTER 2008). Os subtipos variam de predominantemente arbóreo, com cobertura arbórea entre 50% e 70% e altura média de 5m a 8m, até vegetação arbóreo-arbustiva com cobertura arbórea de 5% a 20% e altura média de 2m a 3m. No caso do cerrado rupestre a vegetação ocorre associada aos ambientes rochosos (RIBEIRO & WALTER 2008).

Na Embrapa Cerrados existem parcelas dessa fitofisionomia nativa de cerrado sentido restrito que foram consideradas as áreas de referência (*baseline*) para esse estudo. A primeira área consta de seis parcelas denominadas: 1, 4, 7, 54, 56 e 56a. As áreas foram caracterizadas como “cerrado sentido restrito” denso segundo Felipe Ribeiro, pesquisador da Embrapa Cerrados (comunicação pessoal). Essas parcelas estão protegidas de fogo e pastejo há aproximadamente 16 anos. A parcela 54 foi escolhida como referência para o SITIO I e foi

denominada tratamento “VN1”. Em relação ao SITIO II o tratamento de referência denominado “VN2” é composto por três parcelas de referência (i.e. parcelas 1, 4, 54).

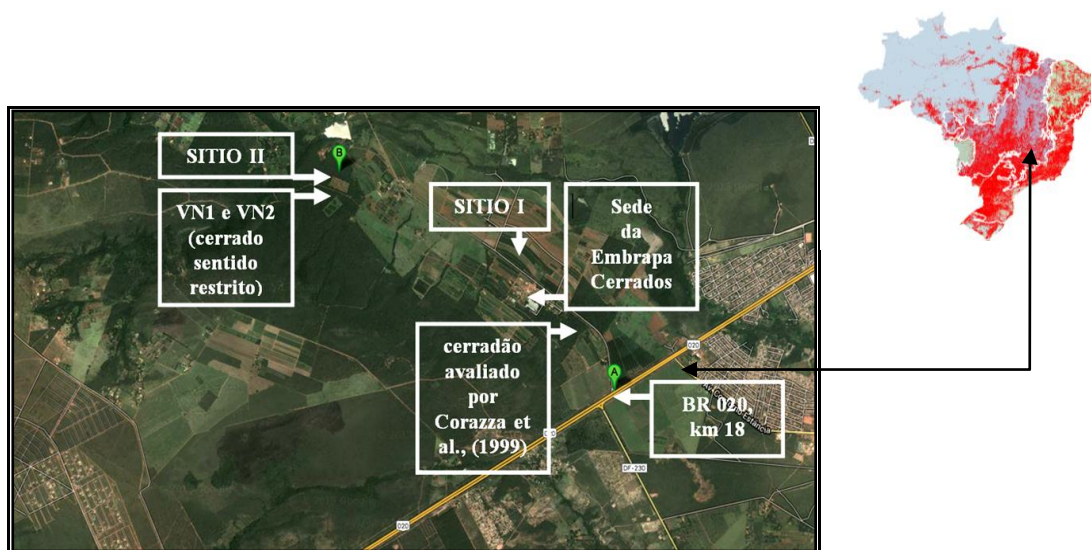


Figura 3. Distribuição das áreas nativas de referência e dos experimentos de longa duração na Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito federal, Brasil (15°35'30"S a 15° 35'S e 47° e 47°42'00"W a 47° 42'30"W).

Sítios experimentais investigados

SÍTIO I. Caracterização e histórico

Consiste em um experimento de longa duração que avalia diferentes sistemas de manejo em uma rotação leguminosa-gramínea instalado em 1979 em Latossolo Vermelho distrófico com 47% de argila. As parcelas de cultivo apresentam dimensões de 50x25 m (1.250 m², cada).

Em 1974/75 a área foi desmatada e deixada em pousio até 1979 quando dividida em duas parcelas experimentais de 200x100 m; o solo da primeira foi revolvido com arado de discos e da segunda com arado de aivecas, para a incorporação de fertilizantes corretivos.

No segundo ano agrícola (1980/1981), cada parcela experimental foi dividida em quatro sub-parcelas de 50x25 m com os seguintes tratamentos: semeadura direta, revolvimento uma vez ao ano (Tabela 1; Figura 4).

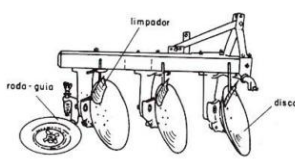
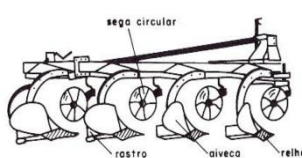
Ano	Cultura	Sistemas de manejo do solo			
		PC-AD	PD1	PC-AV	PD2
1979	arroz				
		Arado de Discos (AD)		Arado de Aivecas (AV)	
1980	arroz	AD	PD	AV	PD
1981	soja	AD	PD	AV	PD
1982	guandu	AD	PD	AV	PD
1983	pousio	AD	PD	AV	PD
1984	pousio	AD	PD	AV	PD
1985	pousio	AD	PD	AV	PD
1986	soja	AD	PD	AV	PD
1987	soja	AD	PD	AV	PD
1988	milho	AD	PD	AV	PD
1989	pousio	AD	PD	AV	PD
1990	milho	AD	PD	AV	PD
1991	soja	AD	PD	AV	PD
1992	milho	AD	PD	AV	PD
1993	soja	AD	PD	AV	PD
1994	arroz	AD	PD	AV	PD
1995	soja	AD	PD	AV	PD
1996	milho	AD	PD	AV	PD
1997	soja	AD	PD	AV	PD
1998	soja	AD	PD	AV	PD
1999	soja	AD	PD	AV	PD
2000	milho	AD	PD	AV	PD
2001	milho	AD	PD	AV	PD
2002	soja	AD	PD	AV	PD
2003	milho	AD	PD	AV	PD
2004	soja	AD	PD	AV	PD
2005	milho	AD	PD	AV	PD
2006	soja	AD	PD	AV	PD
2007	milho	AD	PD	AV	PD
2008	soja	AD	PD	AV	PD
2009	milho	AD	PD	AV	PD

Figura 4. Cronologia de manejo no SITIO I. Vide descrição na Tabela 1.

Tabela 1. Representação dos Grupos de manejo e descrição dos sistemas de manejo utilizados no SÍTIO I.

Representação	Grupo de manejo	Descrição do sistema de manejo
PC-AD	Convencional	Preparo com arado de discos com o solo revolvido a uma profundidade de aproximadamente 25 cm com arado de discos uma vez ao ano seguido de grade niveladora no início do período chuvoso e época do plantio (outubro/novembro).
PC-AV	Convencional	Preparo com arado de aivecas pré-plantio (o solo é revolvido com arado de aivecas a profundidades maiores – até 40 cm - uma vez ao ano, seguido de grade niveladora, na época do plantio da cultura (outubro/novembro).
PD1	Plantio direto	Preparo com arado de discos no primeiro ano. A partir do segundo ano, utilizou-se o cultivo plantio direto, com alternância anual de gramíneas e leguminosas.
PD2	Plantio direto	Preparo com arado de aivecas no primeiro ano. A partir do segundo ano, utilizou-se o cultivo plantio direto, com alternância anual de gramíneas e leguminosas.
“VN1”	Vegetação nativa	Área de cerrado sentido restrito protegida de fogo adjacente à área experimental, utilizada como ambiente de referência: parcela 54 (Figura 3).

SÍTIO II. Caracterização e histórico

O experimento denominado SÍTIO II foi instalado em 1996 em Latossolo Vermelho distrófico com 50% de argila e delineamento experimental em blocos ao acaso, com três repetições (Figuras 3 e 6). Cada parcela experimental ocupa uma área de 22 m de comprimento e 18 m de largura, conforme Figura 6b.

O abate da vegetação nativa foi realizado em 1995 por correntes ou cabos de aço arrastadas pelas extremidades com tratores de esteiras equipados com lâminas dianteiras, em duas passagens: uma de tombamento e outra de arrepio para completar o arrancamento da vegetação. Após a derrubada da vegetação natural, foi feito o corte da biomassa de troncos e galhos grossos em peças de 0,90 a 1,0 m, com o uso de motosserras. Procedeu-se a remoção da matéria prima que foi aproveitada para lenha ou carvão (combustível de biomassa). As atividades posteriores consistiram no empilhamento do restante do material lenhoso derrubado - galhos finos e parte das raízes - com lâmina frontal enleiradora (ancinho enleirador) e queima.

Os pedaços de raízes, tocos e galhos que permaneceram no local foram coletados manualmente e amontoados em pequenas coivaras, que foram queimadas. A madeira em tora

e galhos grossos foram vendidos para combustível de biomassa. Foram coletados em torno de 24 Mg ha⁻¹ de biomassa seca de raízes (Dimas Resck, comunicação pessoal) que foram posteriormente enleiradas e queimadas fora do local do experimento. Antes do revolvimento do solo foi realizada capina e rastelagem em regime de mutirão para eliminar a infestação de invasoras. O experimento foi instalado após a aplicação de corretivos incorporados por revolvimento do solo com arado de aivecas ou discos e uma passagem de grade niveladora (Tabela 3) nas seguintes quantidades: 4,0, 0,2 e 0,2 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico P e K, respectivamente. Os tratamentos e cronologia de manejo avaliados neste estudo encontram-se descritos nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2. Representação dos Grupos de manejo do SITIO II avaliados nesse estudo

Representação	Grupo de manejo	Descrição do sistema de manejo
Pastagem	Pastagem	Preparo com arado de discos e cultivo de gramíneas nos dois primeiros anos e arado de aivecas com leguminosas nos dois anos seguintes. A partir do quinto ano, utilizou-se pastagem <i>Brachiaria brizantha</i> , com simulação de pastagem.
Plantio direto	Plantio direto	Preparo com arado de discos nos dois primeiros anos e arado de aivecas nos dois anos seguintes. A partir do quinto ano, utilizou-se o plantio direto, com alternância bienal de gramíneas e leguminosas.
VN2	Vegetação nativa	Área de cerrado sentido restrito protegida de fogo adjacente à área experimental, utilizada como ambiente de referência: parcelas 1, 4, 54.

Tabela 3. Cronologia de manejo do SITIO II

Trat	Anos														
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Pastagem	Ad-g	Ad-g	Av-l	Av-l	Past	Past	Past	Past	Past	Past	Past	Past	Past	Past	Past
Plantio direto	Ad-l	Ad-g	Av-l	Av-g	Pd-l	Pd-g	Pd-l	Pd-g	Pd-l	Pd-g	Pd-l	Pd-g	Pd-l	Pd-g	Pd-l

⁽¹⁾ l= leguminosa, soja; g= gramínea (arroz: 1996 e 1997; milho: 1998-2010); Ad = arado de discos, Av= arado de aivecas, Pd= plantio direto e Past= pastagem.

Descrição dos sistemas de cultivo do solo em cada grupo de manejo

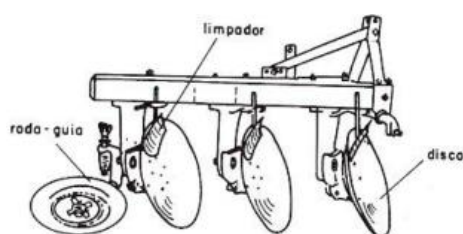
Existe uma ampla gama de definições e conceitos sobre Plantio convencional e Plantio direto. Nesse estudo adotaremos a expressão “Plantio Convencional” (PC) para todos os sistemas de cultivo onde o solo é revolvido (i.e. Arado de discos; Arado de aivecas); o termo “Plantio direto” (PD) será utilizado quando a operação de semeadura ocorreu sem operações prévias de revolvimento ou mobilização do solo (i.e. Plantio direto). Os sistemas de cultivo estão descritos a seguir:

Plantio convencional

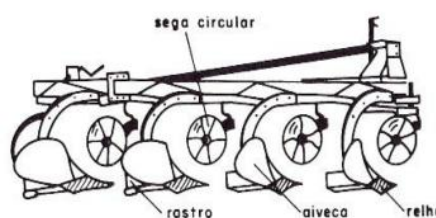
Consiste num conjunto de sistemas que utiliza operações de preparo do solo que antecede à semeadura revolvimento ou mobilização total ou parcial do solo. Gadanha Júnior et al., (1991) descrevem preparo do solo como um conjunto de operações agrícolas de mobilização do solo, realizado antes da implantação da cultura com o objetivo de torná-lo capaz de receber grãos de propagação de plantas cultivadas. Essas operações englobam operações de corte e inversão de solo, de desagregação e revolvimento, e de compactação e destorroamento e incluem incorporação de material vegetal, fertilizantes, corretivos. Os implementos agrícolas utilizados nessas operações são classificados considerando a principal operação agrícola efetuada no solo:

Arado de discos (AD) - revolve o solo ao cortar uma fatia de solo, eleva e inverte essa camada (leiva de forma semicircular), promovendo o arejamento e descompactação e trabalha em torno de 20-25 cm de profundidade. O movimento giratório dos discos corta com facilidade o solo e a vegetação sendo menos vulnerável a obstruções, como pequenas pedras e troncos (Figura 4).

Arado de aivecas (AV) – O arado de aivecas possui arados na forma de um V, com tombador de terra (Figura 4) corta o solo e levanta a seção cortada de modo oblíquo (RESCK et al., 2008) fazendo uma inversão completa da leiva. Apresenta maior capacidade de penetração, maior área de mobilização e elevação da leiva, o que leva ao melhor revolvimento da camada de solo. Esse implemento consegue cultivar o solo a maiores profundidades (20-40 cm), rompendo camadas compactadas a profundidades maiores. A aração com aiveca (leiva de forma prismática) proporciona maior volume de solo solto que o arado de disco.



4.1. Arado de discos



4.2. Arado de aivecas

Figura 5. Modelo esquemático de implementos utilizados no manejo do solo (GALDANHA JÚNIOR et al., 1991)

O solo arado com aiveca fica mais irregular na superfície e com maior área superficial e espaço vazio relativamente ao solo arado com disco, permitindo maiores taxas de fluxos de CO₂ e de vapor de água para a atmosfera e de arejamento do solo (GALDANHA JÚNIOR et al., 1991).

Plantio direto

Consiste da implantação da cultura anual através de semeadura direta (i.e. em terrenos onde o plantio não foi precedido de revolvimento total ou parcial do solo, ou da realização de preparo do solo com outros implementos que mobilizam substancialmente o solo). Geralmente as unidades semeadoras são conjugadas com as unidades adubadoras e mobilizam o solo apenas nas linhas de semeadura pelas unidades de corte com a abertura de sulcos menores que 15 cm de profundidade, por hastes ou discos duplos, seguido do aterramento do sulco e a compactação do solo sobre as sementes (SIQUEIRA & CASÃO JR., 2004).

Fertilização de Manejo da cultura no SITIO I e SITIO II

Tanto no SITIO I como no SITIO II, as culturas são semeadas em periodicidade anual no início do período chuvoso (outubro/novembro).

A soja foi plantada num espaçamento de 45 cm entre linhas e quinze plantas por metro linear. As sementes foram inoculadas com *Bradyrhizobium japonicum*, na concentração de 0,5 kg de inoculante para cada 40 kg de sementes. Na adubação de plantio, comum a todos os tratamentos com soja, os fertilizantes foram aplicados na dose de 60 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 60 kg K₂O ha⁻¹ na forma de super fosfato simples e cloreto de potássio (KCl); também foram aplicados 50 kg ha⁻¹ de FTE BR 12, com a seguinte composição: 1,8% de boro, 0,8% de cobre, 3% de ferro, 2% de manganês, 0,1% de molibdênio e 9% de zinco.

O milho foi plantando com densidade de 60.000/70.000 plantas ha⁻¹. Os fertilizantes foram aplicados na dose de 80 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 80 kg K₂O ha⁻¹, 40 kg FTE BR 12 ha⁻¹. O N foi aplicado em 10 kg N ha⁻¹ no plantio e 50-60 kg ha⁻¹ em cobertura (na forma de uréia ou sulfato de amônio aplicado numa faixa ao lado da linha de semeadura, aos 26 e 48 dias depois da emergência - DAE).

O arroz foi plantado num espaçamento de 45 cm entre linhas e 80 plantas por metro linear. Os fertilizantes foram aplicados na dose 50 kg P₂O₅ ha⁻¹, 40 kg K₂O ha⁻¹, 40 kg FTE ha⁻¹. O N foi aplicado em 10 kg N no plantio e 20 kg ha⁻¹ em cobertura aos 30 dias.

No manejo do plantio direto e a dessecação das plantas foi realizada com Glifosato 3-4L ha⁻¹ pré-plantio e 2,4-D 3-4 L ha⁻¹ pós-colheita. Houve aplicação de gesso e calcário quando necessário para elevar a saturação por bases a 50%.

Na pastagem utilizou-se a espécie *Brachiaria brizantha* [sin. *Urochloa brizantha*] cujo plantio foi iniciado em 2000 após quatro anos de PC. O espaçamento utilizado foi de 45 cm entre linhas e 25 kg de sementes ha⁻¹. Após 2003 houve a aplicação anual de fertilizantes na dose de 60 kg ha⁻¹ de P₂O₅, cuja fonte foi o superfosfato simples, 60 kg ha⁻¹ de K₂O, tendo como fonte o KCl e 30 kg ha⁻¹ de N (sulfato de amônio).

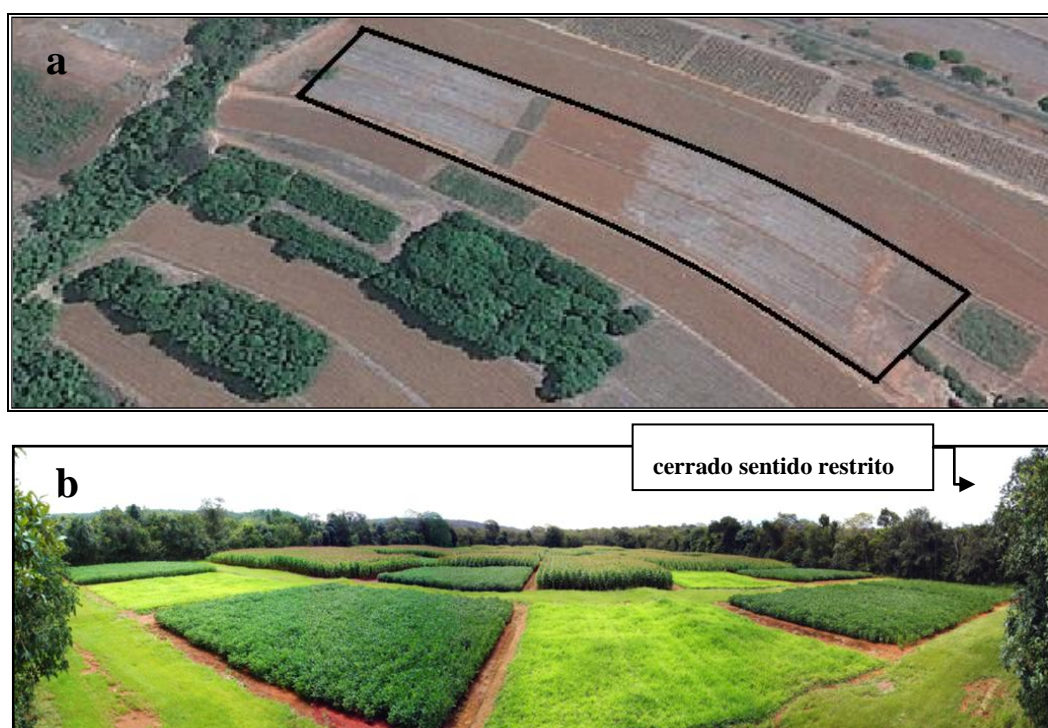


Figura 6. Vista dos experimentos de longa duração na Embrapa Cerrados, Planaltina, DF
a) vista do experimento de longa duração denominado SÍTIO I, parcelas demarcadas com margem preta (fonte da imagem: www.googlemaps.com.br); b) área experimental do SÍTIO II e localização do cerrado sentido restrito.

A pastagem não sofre pastejo animal. São realizados em torno de dois cortes manuais por ano a 10 cm de altura, quando as plantas atingem o início do pendoamento. Os cortes foram geralmente efetuados em fevereiro/março e junho/julho e na ocasião, toda a produção de biomassa aérea é colhida e retirada das parcelas.

Coleta das amostras de solo

No SÍTIO I, em cada parcela de 1000m² foram escolhidos três pontos de amostragem de solo equidistantes numa diagonal, constituindo-se nas repetições de cada tratamento. Cada amostra foi composta por 10 amostras simples por repetição e por profundidade, coletadas em

um raio de um metro e meio em torno do ponto central da amostragem. As coletas de solo foram realizadas em 2009.

No SÍTIO II, cada parcela (repetição) foi considerada ponto amostral. Foram coletadas cinco amostras simples de solo a uma distância radial de 1m de cada ponto. As coletas de solo foram realizadas em 2010.

As coletas de amostras de solo ocorreram após as primeiras chuvas (outubro/novembro) com o solo em estado friável. As amostras deformadas foram coletadas com o trado holandês. As coletas de 2009 e de 2010 para o Sítio I e Sítio II respectivamente, foram realizadas até à profundidade de 100 cm nos seguintes intervalos de: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60; 60-80; 80-100 cm. As mostras foram cuidadosamente misturadas em um recipiente de 5L do qual foi retirado em torno de 0,5kg de solo que constituiu uma amostra composta.

Após a coleta, as amostras de solo, ainda em estado friável, foram passadas em peneira de oito mm. Essas amostras receberam a denominação de matrizes e delas foram utilizadas subamostras para todas as análises. O solo foi seco em estufa de circulação forçada com temperatura máxima de 45-50°C por 24 horas, ou até que o teor de água se encontrasse em torno de 2 a 3%. O solo seco foi passado inteiramente em peneira de aço inoxidável de malha de dois mm e analisado de acordo com os métodos descritos por Embrapa (1979).

Metodologias analíticas utilizadas

Análises Físicas do Solo

A determinação da densidade do solo foi realizada pelo método do anel volumétrico (BLAKE & HARTGE 1986), as amostras indeformadas foram coletadas com amostrador de *Uhland*, em cilindros com volume médio de 313,9 cm³ em três repetições por parcela e até à profundidade de 100 cm nos seguintes intervalos de profundidade: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60; 60-80; 80-100 cm. Os resultados são apresentados nas tabelas 4 e 5.

A análise granulométrica foi efetuada pelo método da pipeta, por dispersão da amostra com NaOH 1 mol L⁻¹ e agitação lenta. O tamanho limite dos complexos organo-minerais primários segue diferentes esquemas de classificação. A fração argila compreende partículas <2 µm, enquanto o silte varia entre 2-20 µm e entre 2-50 µm. A fração areia varia de 20-2000 µm ou 50-2000 µm (CHRISTENSEN, 1992). Nesse estudo, foi adotado o critério sugerido

pela Sociedade brasileira de Ciência do Solo: areia = 50-2000 μm ; silte = 2-50 μm ; argila < 2 μm (Tabela 6).

Tabela 4. Densidade de um Latossolo Vermelho argiloso no perfil de 0-100 cm sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado (SÍTIO I).

Intervalo de profundidade	Sistemas de manejo ¹				
	PC-AD	PD1	PC-AV	PD2	VN1
cm			g.cm^{-3}		
0-5	1,02 (0,04)	1,06 (0,01)	1,05 (0,01)	1,09 (0,05)	0,92 (0,02)
5-10	1,17 (0,09)	1,08 (0,12)	1,23 (0,12)	1,17 (0,10)	0,95 (0,05)
10-20	1,04 (0,03)	1,03 (0,05)	1,06 (0,05)	1,09 (0,08)	0,92 (0,02)
20-30	1,05 (0,03)	1,11 (0,04)	1,10 (0,04)	1,06 (0,08)	1,11 (0,06)
30-40	1,09 (0,03)	1,09 (0,08)	1,18 (0,08)	1,03 (0,08)	1,12 (0,04)
40-60	1,15 (0,09)	1,04 (0,03)	1,14 (0,03)	1,10 (0,06)	1,09 (0,13)
60-80	1,14 (0,04)	1,12 (0,14)	1,12 (0,11)	1,11 (0,05)	1,11 (0,01)
80-100	1,14 (0,13)	1,12 (0,04)	1,09 (0,01)	1,14 (0,01)	1,04 (0,03)

¹ PC-AD: arado de discos; PD1: plantio direto após o primeiro ano com arado de discos; PC-AV: arado de aivecas; PD2: plantio direto após o primeiro ano com arado de aivecas; VN1: cerrado sentido restrito preservado de fogo há aproximadamente 16 anos. Desvio padrão da média entre parênteses.

Tabela 5. Densidade de um Latossolo Vermelho argiloso no perfil de 0-100 cm em diferentes sistemas de manejo no Cerrado (SÍTIO II).

Intervalo de profundidade	Sistemas de manejo		
	VN2	Pastagem	Plantio direto
cm		g.cm^{-3}	
0-5	0,94 (0,02)	1,12 (0,05)	1,11 (0,05)
5-10	0,94 (0,08)	1,07 (0,05)	1,11 (0,02)
10-20	0,97 (0,02)	1,08 (0,06)	1,07 (0,04)
20-30	1,01 (0,01)	1,11 (0,09)	1,08 (0,03)
30-40	1,00 (0,04)	1,11 (0,02)	1,03 (0,09)
40-60	1,07 (0,05)	1,09 (0,04)	1,09 (0,02)
60-80	1,06 (0,09)	1,10 (0,08)	1,10 (0,07)
80-100	1,08 (0,03)	1,11 (0,13)	1,11 (0,09)

¹ Pastagem: pastagem; Plantio direto: plantio direto VN2: cerrado sentido restrito preservado de fogo há aproximadamente 16 anos. Desvio padrão da média entre parênteses.

Tabela 6. Textura do solo nos sítios experimentais I e II localizados na Embrapa Cerrados, DF.

Atributos do solo ¹	Sítio II	Sítio I
Areia (%)	43,7	48,6
Silte (%)	6,70	7,96
Argila (%)	49,6	45,1

¹ Intervalo de profundidade de 0-100 cm.

Análise química do solo

O pH em água e os componentes do complexo sortivo foram determinados de acordo com Embrapa (1997) e estão apresentados no Anexo 1.

Carbono e N total

O carbono orgânico total do solo foi avaliado por dois métodos de oxidação via úmida e um método de combustão a seco.

No primeiro método de oxidação via úmida (C-CO₂), o carbono do solo foi recuperado sem a utilização de fonte externa de aquecimento, por oxidação com dicromato de potássio e titulação com sulfato ferroso amoniacal (WALKLEY & BLACK, 1934). Para aumentar a precisão do método, foi utilizada a titulação automática. A maioria das amostras coletadas nesses experimentos foi analisada pelo método Walkley & Black durante 30 anos sem utilizar o fator de correção 1.32. Assim, no presente estudo, não foi utilizada a correção da limitação analítica do método preconizado por Nelson & Sommers (1996).

No segundo método de oxidação via úmida com aquecimento externo (C-CO₂ +) o carbono do solo foi recuperado com o uso de uma fonte externa de aquecimento de 150 °C, (MEBIOS, 1960, modificado por YEOMANS & BREMNER, 1988). Para aumentar a precisão do método, foi utilizada a titulação automática e a redução do tamanho da partícula. As amostras de TFSA foram trituradas em almofariz, passadas em peneira de 100 mesh (0,149 mm) para reduzir o erro de amostragem e aumentar a recuperação de compostos orgânicos

O conteúdo de carbono orgânico total do solo por combustão a seco (COT e C-TOC) foi determinado por cromatografia após combustão a seco a 1400 °C pelo analisador de C total Shimadzu (TOC 5000) na Embrapa solos. O nitrogênio total (NT) foi determinado utilizando o método Kjeldahl, modificado por Tedesco (1985).

Estoque de carbono

Como as amostras foram coletadas em camadas fixas na profundidade (0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60; 60-80; 80-100 cm) o cálculo do estoque foi realizado pela camada equivalente e depois ajustado para variações da densidade que ocorreram devido ao manejo. Portanto para se realizarem os ajustes do estoque para a massa equivalente, foi utilizada a metodologia descrita por Ellert & Bettany (1996). Para se calcular o estoque, utilizou-se como

referência a massa equivalente a área nativa de referência (cerrado) nas camadas correspondentes (0-30 cm; 0-60 cm; 0-100 cm) (CARVALHO, 2010).

O estoque de C (ESTC) considerando as profundidades amostradas foi calculado pela camada equivalente (*Camada*) pela fórmula: ESTC (Mg ha⁻¹) = Σ [C (dag kg⁻¹) * DAP (g cm⁻³)* espessura da camada amostrada (cm)].

Correção dos estoques de carbono pelo método da massa equivalente de solo

No cálculo do estoque de C (*Massa*), utilizou-se a metodologia descrita por Ellert & Bettany (1996) para corrigir os estoques de carbono na profundidade equivalente à massa de referência encontrada nos tratamentos VN1 para o SITIO I e VN2 para o SITIO II nas profundidades 0-30, 0-60, e 0-100 cm.

$$Cs = \sum_{i=1}^{n-1} Cti + \left[Mtn - \left(\sum_{i=1}^n Mti - \sum_{i=1}^n Msi \right) \right] * Ctn$$

Onde:

Cs = estoque de C total, corrigido em função da massa de solo de uma área de referência

$\sum_{i=1}^{n-1} Ct$ = somatório dos estoques de C do solo da primeira à penúltima camada amostrada

Cti = somatório dos estoques de C do solo da primeira à penúltima camada amostrada, no tratamento considerado (Mg.ha⁻¹)

Mtn = massa do solo da última camada amostrada no tratamento (Mg.ha⁻¹)

$\sum_{i=1}^n Mti$ = somatório da massa total do solo amostrado sob o tratamento (Mg. ha⁻¹)

$\sum_{i=1}^n Msi$ =
somatório da massa total do solo amostrado amostrado na área de referência (Mg. ha⁻¹)

Ctn = teor de C do solo na última camada amostrada (Mg C. Mg⁻¹ solo)

Para cada sistema de manejo as perdas ou ganhos de carbono foram calculadas pela equação:

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H (SOCi(h) - SOCf(h))}{n}$$

Onde, no SITIO II o H representa sistema de manejo agrícola, $SOC i(h)$ é o conteúdo total de carbono do solo associado ao sistema h, (referência VN2) que corresponde ao ano imediatamente antecedente ao primeiro ano de cultivo (ainda sob vegetação nativa de

cerrado), $SOC_f(h)$ é o conteúdo de C associado ao sistema h no último ano do período inventariado, n é o número de anos referentes a determinado manejo h.

No SITIO I, $SOC_i(h)$ foi utilizada tanto para o VN1, como sendo a vegetação nativa de referência, como para o PC-AV como sendo o sistema convencional de referência.

As diferenças absolutas (ΔC absoluto), foram apresentadas como sendo a diferença entre a área de referência e o sistema de manejo expressos em $Mg\ ha^{-1}$; a diferença relativa (ΔC relativo) é a mesma diferença expressa em %.

Análises estatísticas

Os dados do SITIO I foram submetidos à testes de homogeneidade da variância (teste de F) e pressuposto de normalidade (Shapiro Wilk) e as médias foram comparadas pelo teste *t* de Student, considerado o nível de probabilidade de 5%. Para o SITIO II a verificação estatística da significância dos tratamentos foi feita pela Análise de Variância (ANOVA). Para a comparação das médias foi utilizado o teste de Tukey, ao nível de probabilidade de 5%. Efetuaram-se regressões lineares e análises descritivas das variáveis quantitativas utilizando como medidas estatísticas a média e o desvio-padrão. Todas as análises foram realizadas pelo software SAS versão 9.1.2. (SAS Institute 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

SITIO I: 31 ANOS DE MANEJO

A substituição do “VN1” por agroecossistemas provocou reduções médias de 26, 20 e 15% nos teores de C nos intervalos de profundidade de 0-30, 30-60 e 60-100 cm respectivamente (Tabela 7). Em todos os tratamentos verificou-se o efeito da profundidade no decréscimo dos teores de C, mas as diferenças entre os sistemas de manejo agrícola diminuem com a profundidade. Enquanto nos primeiros 30 cm foram observadas reduções de 9 e 12% nos sistemas convencionais (PC-AD e PC-AV) em relação aos tratamentos sob plantio direto correspondentes (PD1 e PD2), entre 30 e 100 cm de profundidade não houve diferença significativa entre os sistemas agrícolas.

As taxas de decréscimo de COT entre a camada superficial (0-30 cm) e a subsuperficial (30-60 cm) foram de 39% para o “VN1”, 37% para os sistemas sob plantio direto (PD1e PD2), 31 e 32% para os sistemas convencionais PC-AD e PC-AV, respectivamente (Tabela 7).

Tabela 7. Conteúdo de carbono em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo após 31 anos de cultivo no Cerrado.

Profundidade (cm)	Sistemas ¹				
	VN1	PC-AD	PD1	PC-AV	PD2
	g kg ⁻¹				
0-30	26,2 (1,3)Aa	19,6 (0,5)Ac	21,6 (1,1)Ab	17,2 (1,4)Ad	19,5 (0,5)Ac
30-60	16,1 (0,6)Ba	13,6 (1,0)Bb	13,7 (0,6)Bb	11,7 (0,6)Bc	12,3 (1,0)Bbc
60-100	11,5 (0,4)Ca	10,0 (0,1)Cb	10,2 (0,5)Cb	9,0 (0,8)Cb	9,7 (0,8)Cb

⁽¹⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna, e minúscula, na linha indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste t ($p < 0,05$). Desvio padrão da média em parênteses. PC-AD: arado de discos; PD1: Plantio direto após o primeiro ano com arado de discos; PC-AV: arado de aivecas; PD2: Plantio direto após o primeiro ano com arado de aivecas; VN1: cerrado sentido restrito preservado de fogo.

Tanto no PD1 como o PD2 os restos culturais são depositados na superfície do solo, como os resíduos da liteira no cerrado, pois o solo não sofre revolvimento para incorporação do carbono da fitomassa aérea, sendo assim, esses sistemas apresentam maior taxa de decréscimo do COT no perfil que mimetiza o sistema natural. Estudos semelhantes identificaram que na ausência do revolvimento, o PD apresenta estoques de carbono altamente estratificados, sendo mais concentrados perto da superfície e gradualmente decrescendo com a profundidade (BOLLINGER, 2006; SÁ et al., 2001; FERREIRA et al., 2005; BERNOUX et al., 2006).

Esses resultados sugerem que após 30 anos de manejo nenhum dos sistemas agrícolas se equiparou ao “VN1” em termos de concentração de C no solo no intervalo de 0-100 cm de profundidade. Entre os sistemas de manejo, o efeito do plantio direto foi restrito ao intervalo de 0-30 cm de profundidade.

A Tabela 8 apresenta os estoques de carbono do solo estimados em função de dois métodos: camada equivalente (*Camada*), no qual os estoques de C são calculados pela camada equivalente de solo, considerando um intervalo de profundidade fixo para todos os sistemas e, portanto, o mesmo volume de solo; massa equivalente (*Massa*), no qual os estoques de C são corrigidos pela massa de solo equivalente ao sistema natural de referência [tratamento “VN1”], considerando a mudança na densidade do solo após o cultivo.

No intervalo de profundidade de 0-30 cm verificou-se um estoque de 70,5 Mg C ha⁻¹ no “VN1”. Nos sistemas cultivados foram encontradas variações entre 50,1 a 60,7 Mg C ha⁻¹ e 55,2 a 65,1 Mg C ha⁻¹ pela *Massa* e *Camada* nesse mesmo intervalo de profundidade, respectivamente

(Tabela 8). No intervalo de 30-60 cm, houve um armazenamento de 46,4 Mg C ha⁻¹ no VN, o que representou uma estimativa de estoque acumulado de 116,9 Mg C ha⁻¹ no perfil de 0-60 cm.

Na profundidade de 0-60 cm, o estoque de carbono acumulado no solo pelos sistemas de manejo variou de 85,7 a 101,6 e 94,7 a 110,5 Mg C ha⁻¹ para *Massa* e *Camada*, respectivamente.

Tabela 8. Efeito de variações metodológicas nas estimativas de estoque de carbono. Conteúdo de carbono em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo após 31 anos de cultivo no Cerrado.

Profundidade (cm)	Sistemas ¹				
	PC-AD	PD1	PC-AV	PD2	VN1
	Mg ha ⁻¹				
	<i>Camada</i>				
0-30 cm	62,3 (0,7)bc	65,1(3,3)ab	55,2 (5,0)c	60,6 (2,7)bc	70,5 (3,5)a
30-60 cm	42,0 (2,6)bc	45,3 (2,0)ab	39,5 (3,0)c	41,6 (3,6)bc	46,5 (1,9)a
60-100 cm	46,1 (0,7)a	47,0 (0,5)a	45,1 (3,7)a	47,8 (3,5)a	47,4 (1,3)a
	<i>Massa</i>				
0-30 cm	56,7 (1,3)b	60,7 (3,1)b	50,1 (4,0)c	55,7 (1,6)b	70,5 (3,5)a
30-60 cm	40,5 (1,9)b	40,9 (1,0)b	35,6 (2,3)c	37,2 (3,0)bc	46,5 (1,9)a
60-100 cm	43,0 (0,6)a	44,2 (2,1)a	40,2 (4,1)a	42,9 (3,4)a	47,4 (1,3)a

¹ Médias seguidas da mesma letra na linha indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste t (p<0,05). Desvio padrão da média em parênteses. PC-AD: arado de discos; PD1: Plantio direto após o primeiro ano com arado de discos; PC-AV: arado de aivecas; PD2: Plantio direto após o primeiro ano com arado de aivecas; VN1: cerrado sentido restrito preservado de fogo. *Camada*: estoques de C calculados pela camada equivalente, sem correção pela massa de solo equivalente ao sistema natural de referência [VN1]; *Massa*: estoques de C corrigidos pela massa de solo equivalente ao sistema natural de referência [VN1].

Entre 60 e 100 cm de profundidade foi observado um acúmulo de 47 Mg C ha⁻¹ no “VN1”, perfazendo um estoque total de 164,3 Mg C ha⁻¹ de 0-100 cm de profundidade. Nos sistemas cultivados foram encontradas variações de 125,8 a 145,8 e 139,8 a 157,5 Mg C ha⁻¹ para *Massa* e *Camada*, respectivamente (Figura 7) nessa mesma profundidade de 0-100cm.

Todos os sistemas de manejo apresentaram estoques de C significativamente menores que no “VN1” na profundidade de 0-100 cm, com exceção do PD1 no cálculo por camada (Figura 7).

Após 31 anos de conversão do cerrado, não foram observadas diferenças significativas entre o PD1 e o VN no método *Camada* e esses resultados foram constantes até 100 cm de profundidade. No entanto, em função da correção pela massa de solo, houve redução significativa de 14, 12 e 7% nos estoques de C do solo no PD1, em todos os intervalos de profundidade

(Tabela 8). Sendo assim, a ausência de diferença significativa dos estoques de C entre o plantio direto e o “VN1” pode ser considerada um artefato da alteração do método de cálculo que prescindiu dos efeitos do aumento da densidade do solo devido ao manejo.

Após 31 anos de cultivo, as maiores reduções nos estoques de carbono do solo ocorreram no sistema onde o solo é revolvido com arado de aivecas anualmente (PC-AV). Independentemente do método de cálculo, os estoques de C do PC-AV são sempre menores que no PD1, seja no intervalo de 0-30, ou em 0-100 cm de profundidade (Tabela 3). Após o ajuste pela massa de solo equivalente, observa-se que no intervalo de 0-30 cm as reduções foram as seguintes: PC-AV: -29% (-20,4 Mg C ha⁻¹), PD2: -21% (-14,8 Mg C ha⁻¹), PC-AD: -20% (-13,8 Mg C ha⁻¹), PD1: -14% (-9,8 Mg C ha⁻¹). No primeiro metro de profundidade as reduções no estoque de carbono do PC-AV foram de 38,5 Mg C ha⁻¹, equivalente a reduções de 23% dos estoques originais de C do solo (Tabela 8).

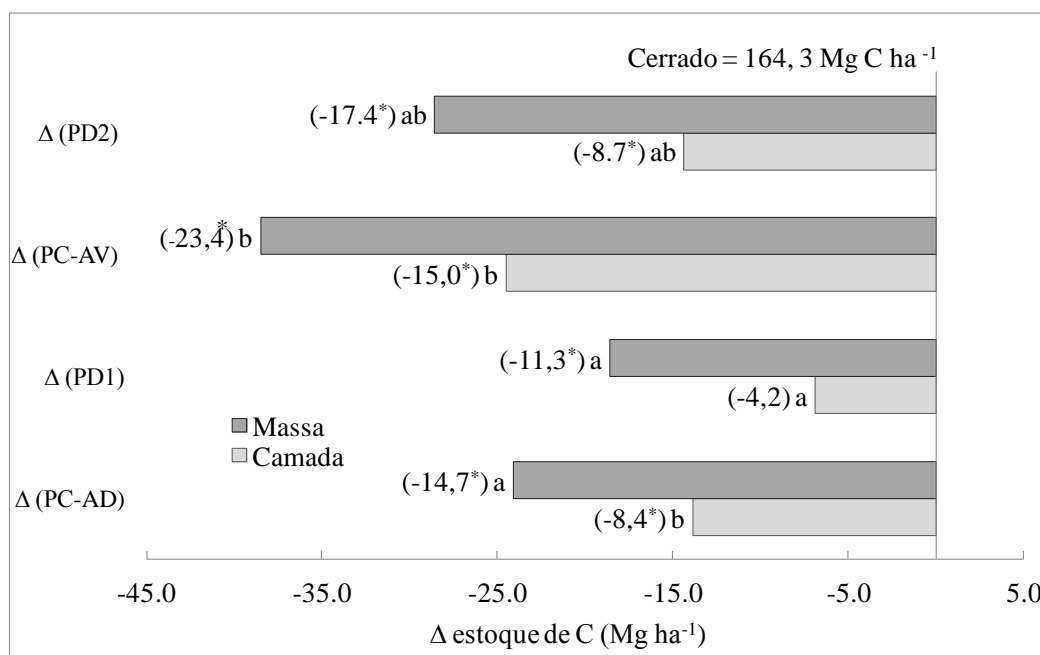


Figura 7. Diferenças absolutas e relativas de estoque de carbono do solo no intervalo de 0-100 cm de profundidade.

*significativo pelo teste t ($p < 0,05$) pareado entre: (PD2) PD2 e VN1; (PC-AV) PC-AV e VN1; (PD1) PD1 e VN1; (PC-AV) PC-AV e VN1. Médias seguidas da mesma letra na *Camada* ou na *Massa* indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste t ($p < 0,05$) entre os sistemas cultivados. Perdas são indicadas pelo sinal negativo (-). Valores em parênteses representam as mesmas diferenças expressas em porcentagem. *Camada*: estoques de C calculados pela camada equivalente, sem correção pela massa de solo equivalente ao sistema natural de referência [VN1]; *Massa*: estoques de C corrigidos pela massa equivalente de solo equivalente ao sistema natural de referência [VN1].

No intervalo de profundidade de 60-100 cm não se constatou o efeito da substituição da vegetação nativa pelas culturas anuais sobre os estoques de carbono pelos dois métodos. Portanto,

pode-se sugerir que os impactos da conversão e dos sistemas de manejo agrícola ocorrem, sobretudo, até 60 cm de profundidade.

O efeito do manejo convencional (i.e. arado de aivecas) sobre as reduções nos estoques de carbono se limita invariavelmente a 60 cm de profundidade e foi mais nítido quando houve a correção pela massa de solo (Tabela 8).

Quanto às alterações relativas entre os estoques de carbono da vegetação nativa e os sistemas cultivados, verificou-se que as reduções de C do solo no PC-AV ocorreram à taxas de 0,68, 1,04 e 1,28 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, nas camadas de 0-30, 0-60 e 0-100 cm, respectivamente. As menores reduções ocorreram no PD1, com taxas de 0,33, 0,51 e 0,62 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, nas camadas de 0-30, 0-60 e 0-100 cm, respectivamente.

Partindo desses pressupostos, o PC-AV foi adotado como referência para os cálculos de redução das emissões de C-CO₂ pelo PD1. Desta forma, feitas as correções pela *Massa*, após 31 anos de cultivo, no intervalo de profundidade de 0-30 cm, as reduções das emissões de carbono pelo PD1 corresponderam a 10,6 Mg C ha⁻¹ a uma taxa linear de 0,35 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. No perfil de 0-100 cm, esse manejo conservacionista contribuiu para uma redução da emissão de 12% de C-CO₂, ou 20 Mg C ha⁻¹ a uma taxa linear de 0,67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Em contrapartida, a substituição da vegetação nativa pelo PD1 provocou uma redução nos estoques de C do solo de 11%, ou 18,5 Mg C ha⁻¹ a uma taxa linear de 0,6 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 8).

Sendo assim, o PD1 se comportou como fonte ou dreno de C-CO₂ em função do método de cálculo e do sistema considerado como linha de base (referência) referência. Tanto a magnitude como as taxas de redução ou acúmulo de C foram decorrentes da escolha da profundidade de coleta das amostras.

Após 31 anos de manejo, diante das evidências de reduções de 18 Mg C ha⁻¹ no PD1 no intervalo de 0-100 cm de profundidade, esse estudo não confirmou o potencial do plantio direto em sequestrar C verificado por CORAZZA et al. (1999) nesse mesmo sitio experimental. Tomando como referência uma vegetação nativa de cerrado, os autores avaliaram o mesmo sistema de plantio direto (PD1) no 15.º ano de cultivo e verificaram um acúmulo de 21,4 Mg C ha⁻¹ a taxas de 1,43 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Contudo, nossos resultados estão em concordância com as estimativas realizadas por JANTALIA et al (2007), que, no 20.º ano desse mesmo experimento, constatarem uma redução de 26 Mg C ha⁻¹ no solo sob PD1 (Tabela 7).

Os estudos foram convergentes ao verificar a mesma tendência nas alterações de estoque de C (ΔC) no 20º ano (JANTALIA et al., 2007) e no 31º ano. No PD1 essas perdas relativas de carbono foram estimadas em 13% e 11% no 20º ano e 31º ano, respectivamente. O mesmo ocorreu no PC-AD com reduções de 13 e 14% no 20º ano e no 31º ano, respectivamente (Tabela 7). Esses valores indicam que alterações no acúmulo e redução de C nesses sistemas estão relativamente estabilizadas nos últimos onze anos de manejo.

Resultados divergentes em sistemas de manejo semelhantes, como os observados entre o 15º e o 20º ano nas estimativas de estoque de carbono no sistema de manejo sob plantio direto, podem estar associados a diferenças metodológicas, sejam elas referentes a metodologias analíticas (oxidação via úmida com aquecimento externo em CORAZZA et al. (1999) vs. combustão a seco em analisador elementar em Jantalia et al (2007)) e/ou cálculos aritméticos de estoque de carbono no solo (*Camada* equivalente em CORAZZA et al. (1999) vs. Correção pela *Massa* em JANTALIA et al. (2007)).

Além das distintas metodologias, as variações de 136 a 203 Mg ha⁻¹ nos estoques de C do solo entre o estudo em pauta e aqueles realizados por CORAZZA et al (1999) e JANTALIA et al (2007) podem ser atribuídas à heterogeneidade fitofisionômica do cerrado na área experimental. No local encontram-se fitofisionomias de cerradão e cerrado sentido restrito (i.e. típico, denso e ralo). Além disso, há 20 anos não havia programas de proteção contra o fogo e queimadas acidentais que podem ter provocado variações no acúmulo de biomassa aérea e carbono no solo e interferido nas diferenças entre os valores das primeiras e últimas coletas. Em se tratando das diferentes fisionomias do Cerrado, a quantidade de carbono armazenada em solos sob vegetação nativa pode variar de 87 Mg C ha⁻¹ a 210 Mg C ha⁻¹ (BUSTAMANTE et al., 2006).

No presente estudo nota-se que, na ausência da correção dos estoques pela massa do PD1, as estimativas de estoque de C no primeiro metro de profundidade foram de 157 Mg C ha⁻¹ (delta COT = -4%) (Figura 7). Os estoques encontrados nesse mesmo sistema por CORAZZA et al. (1999) no 15º ano foram de 155 Mg C ha⁻¹ (Tabela 9). Ainda que esses três estudos não tenham empregado os mesmos métodos analíticos de recuperação de C, os dados permitem sinalizar que, no sistema sob PD, o acúmulo de carbono no solo pode ter atingido o ponto de saturação entre o 15º e o 20º ano, e os estoques de C se encontravam estáveis até o 31º ano de cultivo, como preconizado por WEST & POST (2002) para solos tropicais.

Nesse estudo o plantio direto (PD1) contribuiu para uma redução da emissão de 20 Mg C ha⁻¹ a uma taxa linear de 0,67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Esses resultados estão em conformidade com dados globais de 67 experimentos de longa duração relatados por WEST & POST (2002), que, tendo como referência o sistema convencional, concluíram que a adoção de plantio direto aumentou o armazenamento de C a taxas de 0,57 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, atingindo um novo equilíbrio entre o 15º e o 20º ano.

Em comparação com VN1, após 31 anos de manejo, os sistemas convencionais de cultivo apresentaram uma redução máxima nos estoques de carbono de 23% no primeiro metro de profundidade. Tal resultado foi menor do que a redução de 40% identificada quando florestas são convertidas em agricultura, segundo síntese publicada sobre o efeito do uso da terra no estoque de carbono do solo mundial (GUO & GILFORD, 2002). Essas reduções nos estoques de carbono também são menores que 60% encontrados para florestas tropicais (BROWN & LUGO, 1990) quando a vegetação nativa é convertida em lavouras. Cerca de 30% de reduções no C do solo também são verificados em ambientes semiáridos (ZACH et al., 2006; NOELLEMEYER et al., 2008) quando a vegetação nativa é convertida em lavouras.

Tabela 9. Variações absolutas e relativas no estoque de carbono em Latossolo Vermelho argiloso distrófico no intervalo de 0-100 cm de profundidade em 31 anos de um experimento de longa duração no Cerrado de acordo com diferentes estudos.

Sistema de Manejo	Anos ¹	ΔC			Taxa	
		Estoque Mg ha ⁻¹	ΔC		Taxa	
			Absoluto Mg ha ⁻¹	Relativo %	Absoluto Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Relativo %
Plantio	15 ²	128,8	-4,90	-3,60	-0,32	-0,24
Convencional	20 ³	176,4	-26,7	-13,1	-1,34	-0,66
	31 ⁴	140,2	-24,1	-14,7	-0,78	-0,47
Plantio	15	155,0	21,4	16,0	+1,43	+1,07
Direto	20	177,1	-26,0	-12,8	-1,30	-0,64
	31	145,8	-18,5	-11,3	-0,60	-0,36
VN	15	133,6	-	-	-	-
	20	203,1	-	-	-	-
	31	164,3	-	-	-	-

¹época em que os estudos foram realizados: 15, 20 e 31 anos de manejo; ² CORAZZA et al., (1999); ³JANTALIA et al., (2007); ⁴Presente estudo. ** JANTALIA et al.: cerrado > AD = PD (teste t p<0,05); CORAZZA et al.: PD > cerrado = AD (Tukey, p<0,05). ΔCabsoluto: diferença entre o estoque de carbono no solo do VN e os sistemas cultivados; ΔC relativo: a mesma diferença expressa em porcentagem; Taxa absoluta: taxa linear anual absoluta de redução (-) ou aumento (+) de C; Taxa relativa: a mesma taxa expressa em porcentagem. (VN) vegetação nativa.

No Cerrado, do Oeste da Bahia, onde os índices pluviométricos são 15-20% menores que em Planaltina, DF, após cinco anos de cultivo, ocorreram perdas de 41 a 80% do C em solos com gradientes de textura argilosa para arenosa, respectivamente (SILVA et al., 1994). Essas diferenças entre a região nuclear do Cerrado (Planaltina, DF) e o Oeste da Bahia podem ser explicadas por uma meta-análise sobre a dinâmica do carbono em solos tropicais; nesse estudo, DON et al., (2011) constataram que, em solos tropicais, sistemas de manejo em interação com fatores climáticos e mineralogia da fração argila podem explicar até 55% da variância nos estoques de C do solo. Já no Brasil, a temperatura e o teor de argila explicaram 50% da variância (ASSAD et al., 2013).

Essas reduções de estoques de C no solo inferiores aos índices mundiais verificadas nos sistemas convencionais desse estudo podem ter ocorrido, provavelmente, devido ao efeito da textura do solo e das condições experimentais controladas, que refletem nas condições ótimas de produção. As operações de aração e gradagem foram realizadas com o solo em estado friável, fazendo-se uso de adubações corretivas e de manutenção segundo as recomendações preconizadas para esse tipo de solo (RESCK et al., 2000). Sobretudo o efeito da textura (~50% argila) pode dificultar as perdas de C orgânico pela formação de complexos estáveis entre as substâncias húmicas e os constituintes inorgânicos do solo (OADES, 1993; STEVENSON, 1994; SILVA et al., 1996; ZINN et al., 2005; TRISTRAM & SIX, 2007). Nesse sentido, cabe ressaltar que o estudo em pauta foi realizado em Latossolo Vermelho distrófico típico, com textura argilosa caulinitica [que apresenta um índice de intemperismo k_i ($1.7\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$) = 1,3 e $\text{Fe}_2\text{O}_3 = 86 \text{ g kg}^{-1}$] (OLIVEIRA et al., 2004). Nesses solos, os óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos de Fe e Al (FeOx e AlOs), contribuem para a estabilização da matéria orgânica (SKJEMSTAD et al., 1989; KAISER & GUGGENBERGER, 2000; BRUUN et al., 2010).

Com relação à profundidade de amostragem do solo, o efeito da substituição da vegetação nativa de cerrado para cultivo anual foi restrito aos primeiros 60 cm de profundidade, independente do manejo. Em termos mundiais, alguns estudos constataram que certas práticas de manejo e cultivo refletem nas camadas mais profundas do solo [arado de aivecas e pastagens] (JANTALIA et al., 2007; FIGUEIREDO et al., 2010; LAL, 1997; NEEDELMAN et al., 1999; MANLEY et al., 2005). Há quem pondere sobre a necessidade de se analisar profundidades maiores que 60 cm (GUO & GILFORD, 2002). Outros recomendam avaliar desde 20 cm (BERNOUX et al., 2006) para áreas com plantio direto, até o primeiro metro de profundidade para se estimar com maior precisão as mudanças do estoque de C do solo nas áreas convertidas para cultivo e pastagens (URQUIAGA et al., 2010;

BATLLE-BAYER et al., 2010). É importante destacar que a taxa de armazenamento de carbono no solo na agricultura pode ser ampliada com a adoção de outras práticas de manejo específicas que incluem alterações na quantidade e qualidade dos resíduos adicionados ao solo (SIX et al., 2002), e um segundo cultivo anual em sequência (safrinha), que não ocorre no caso desse estudo (CORBEELS et al., 2006; SIQUEIRA-NETO et al., 2010).

Dessa forma, em complemento à argumentação sobre distintas aproximações metodológicas, reforça-se a ideia de tratar com cautela as evidências inequívocas sobre magnitudes de ganho de carbono no solo pelo plantio direto em relação à vegetação nativa de Cerrado e a outros sistemas de manejo agrícola.

SITIO II. 15 ANOS DE MANEJO

Em geral os métodos de oxidação por via úmida recuperaram em média 70 e 82% do C determinado pelo método da combustão a seco (C-TOC) (Tabela, 10).

Entre os métodos de oxidação via úmida, especialmente no VN2 e no PD, a ausência de uma fonte externa de calor reduziu a recuperação de C em 20%. Na pastagem não foram observadas diferenças significativas entre os métodos de oxidação via úmida. Em todos os tratamentos e métodos analíticos verificou-se o efeito da profundidade no decréscimo dos teores de C (Tabela 10).

As diferenças significativas entre o C-TOC e os métodos de oxidação via úmida em todos os tratamentos e intervalos de profundidade (Tabela 10) permitiram calcular os fatores de correção para os métodos de oxidação via úmida tendo como referência o C-TOC. Na Tabela 11 observam-se as variações nos fatores de correção entre os métodos e intervalos de profundidade. Foram encontrados valores médios de 1,21 e 1,44 para C-O2+ e C-O2, respectivamente, com amplitudes que variam de 1,16 a 1,26 e 1,22 a 1,68 para C-O2+ e C-O2, respectivamente. Os maiores fatores de correção para o perfil de 0-100 cm foram encontrados no VN2 para C-O2 (1,58 \pm 0,06). Nesse mesmo método analítico houve um decréscimo de 22% no fator de correção para a pastagem (1,23 \pm 0,05).

Tabela 10. Teores de carbono do solo (C) recuperado por diferentes métodos analíticos em sistemas de manejo no Cerrado após 15 anos de cultivo.

Sistema	Profundidade (cm)	Métodos analíticos ⁽¹⁾					
		(g kg solo ⁻¹)					
		C-TOC		C-O2+		C-O2	
VN2	0-30A ⁽²⁾	24,7Aa	(3,7)	19,7Ab	(3,9)	16,4Ac	(4,0)
<i>Pastagem</i>		21,9ABa	(2,7)	17,8Abb	(2,2)	17,4Ab	(3,0)
<i>PD</i>		19,6Ba	(1,8)	16,2Bb	(1,6)	14,1Ab	(2,6)
		C-TOC		C-O2+		C-O2	
VN2	30-60B	15,4Aa	(1,8)	12,3Ab	(1,8)	9,5Ab	(1,7)
<i>Pastagem</i>		14,1Aa	(1,9)	11,5Ab	(1,8)	11,3Ab	(2,1)
<i>PD</i>		14,0Aa	(2,5)	11,6Ab	(2,0)	9,5Ab	(3,3)
		C-TOC		C-O2+		C-O2	
VN2	60-100C	11,1Aa	(1,6)	9,2Ab	(1,3)	7,0Ac	(1,4)
<i>Pastagem</i>		9,2Aa	(0,5)	7,9Ab	(0,5)	7,9Ab	(0,60)
<i>PD</i>		9,1Aa	(1,0)	7,8Ab	(0,7)	5,4Ac	(0,30)

¹ (C-TOC) da combustão a seco; (C-O2) oxidação por via úmida, sem aquecimento externo; (C-O2+) oxidação por via úmida com aquecimento externo. ⁽²⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula itálica na coluna, indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste de Tukey a 5% (efeito da profundidade foi significativo em todos os tratamentos e em todos os métodos). ⁽³⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna, dentro de cada intervalo de profundidade, e, minúscula, na linha indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste de Tukey a 5%. Valores em parênteses indicam o desvio padrão da média. VN2: cerrado sensu stricto protegido de fogo; Pastagem: Cronossequência cerrado sentido restrito - quatro anos de lavouras - 11 anos de pastagem; Plantio direto: Cronossequência cerrado sentido restrito - quatro anos de lavoura - onze anos de pastagem.

Tabela 11. Fator de correção médio dos teores de COT do solo para os métodos de combustão úmida sem (C-O2) e com aquecimento (CO2+), em relação ao método de referência por combustão a seco (C-TOC).

Combustão a seco (C FCC).								
Profundidade	Tratamentos							
(cm)	VN2		Pastagem		Plantio direto		Média	
	Fator de correção ¹							
	(CO2+)	(CO2)	(CO2+)	(CO2)	(C-O2+)	(C-O2)	(C-O2+)	(C-O2)
0-30	1,26	1,50	1,23	1,26	1,21	1,39	1,23	1,38
30-60	1,25	1,62	1,23	1,22	1,21	1,47	1,24	1,44
60-100	1,21	1,60	1,17	1,17	1,17	1,68	1,18	1,48
(0-100 cm)	1,24	1,58	1,21	1,23	1,20	1,53	1,21	1,44

¹ Fator de correção (*Fc*) de COT (g C g C⁻¹): *Fc* CO2+ = C-TOC/C-C-CO2+; *Fc* CO2 = C-TOC/C-C-CO2. (0-100 cm); média ponderada [0-30; 30-60; 60-100].

No que diz respeito ao C recuperado por oxidação via úmida com aquecimento, os fatores de correção apresentam valores consistentes e com pouca variabilidade entre os tratamentos ($Fc\ C\text{-CO2}_{+0-100\text{ cm}} = 1,21$; $CV = 2\%$). Essas características do método foram confirmadas pela baixa dispersão ($RMSE = 0,80$) e alta precisão ($R^2 = 0,98$) nos valores de $C\text{-CO2}_{+}$ em relação aos valores do C-TOC da análise de regressão linear (Figura 7). Portanto, a subestimativa dos valores do $C\text{-O2}_{+}$ em relação ao C-TOC ocorre de modo constante em todos os intervalos de profundidade e sistemas de manejo. Esses resultados asseguram um aumento na consistência de estimativas de estoque de carbono no solo, em termos de ajustes de dados para comparações em modelos regionais sob Latossolo Vermelho distrófico argiloso no Cerrado, desde que se aplique um fator de correção médio de 1,21, ou que sejam ajustados os dados de concentração de C pela equação: $C\text{-TOC} = 0,3391 + 1,197C\text{-O2}_{+}$.

Em contraste, observou-se grande variabilidade nos fatores de correção entre o método de oxidação via úmida sem aquecimento e o C-TOC ($Fc\ O2_{0-100\text{ cm}} = 1,44$; $CV = 14\%$). De forma a ratificar essa variação, verificou-se na análise de regressão linear que descreve as relações entre C-TOC e $C\text{-O2}$ uma alta dispersão dos dados (Figura 8), com acréscimo de 30% no erro sistemático ($RMSE = 2,7225$) e menor precisão na explicação da variância ($R^2 = 0,80$). Sendo assim a oxidação do C por via úmida sem aquecimento tende a apresentar estimativas menos precisas, o que diminui a capacidade desse método de fazer previsões acuradas de concentração de carbono, quando comparado com o método de combustão a seco, ainda que os valores sejam ajustados pelo fator de correção médio de 1,44.

Na Tabela 12 são apresentadas as correlações entre os estoques de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) de modo a integrar os métodos analíticos e os métodos de cálculo de estoque de C [i.e. métodos analíticos: combustão a seco (C-TOC), oxidação via úmida sem aquecimento ($C\text{-O2}$), com aquecimento externo ($C\text{-O2}_{+}$); cálculos de estoque com correção pela massa de solo equivalente ao cerrado nativo de referência (*Massa*) e sem essa correção (*Camada*)].

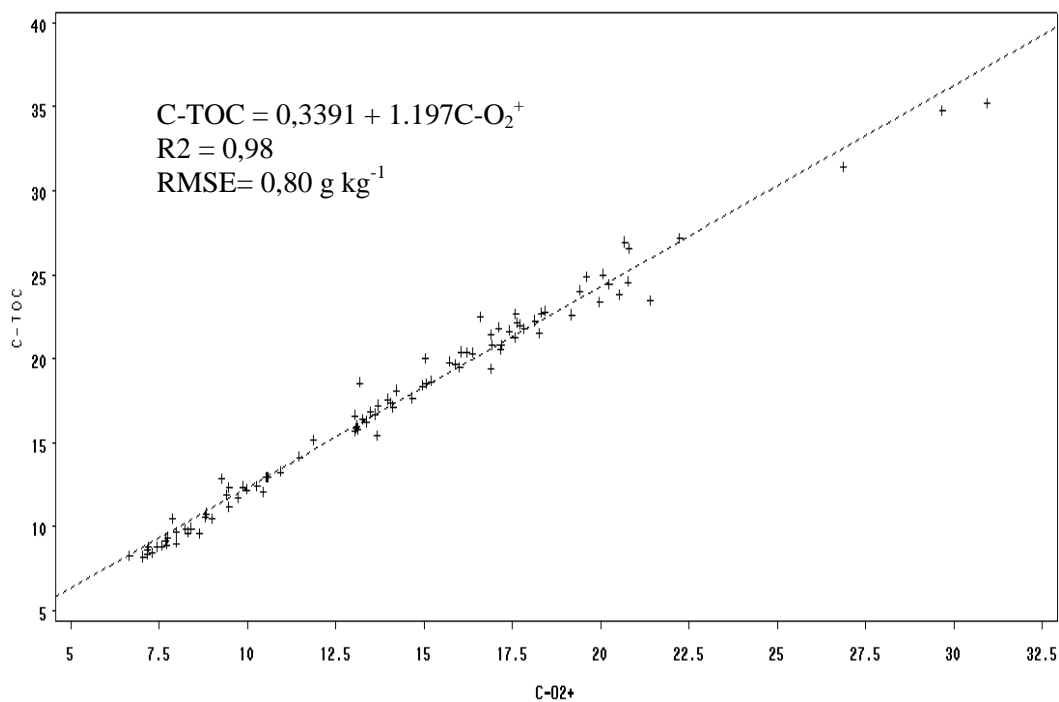


Figura 8. Regressão linear entre os teores de C orgânico total (g kg^{-1}) por combustão a seco (C-TOC) e oxidação via úmida com aquecimento (C-O2+) em um Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado de 0-100 cm. ($p < 0.0001$; $n=48$).

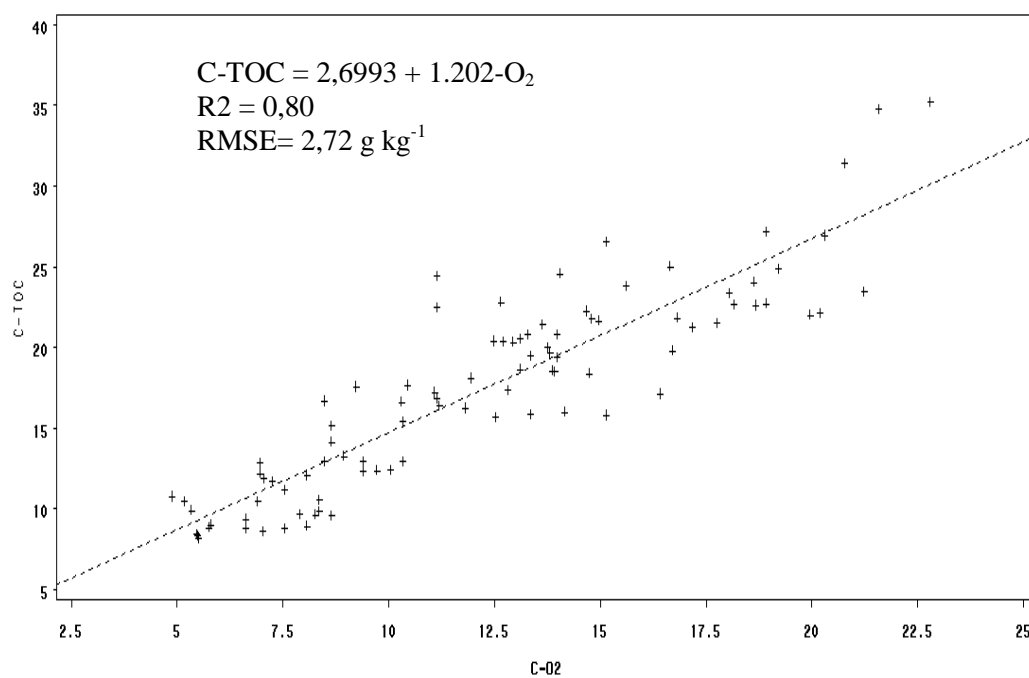


Figura 9. Regressão linear entre os teores de C orgânico total (g kg^{-1}) por combustão a seco (C-TOC) e oxidação via úmida sem aquecimento externo (C-O2) em um Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado de 0-100 cm. ($p < 0.001$; $n=48$).

Observa-se que não houve efeito do cálculo matemático utilizado para estoques de C do solo no agrupamento das correlações. Sendo assim, não foram observadas correlações entre C-TOC e C-O2, e C-O2+ e CO2, independente do método de cálculo matemático de estoques de carbono do solo. Entre o TOC e C-O2+ todas as correlações foram positivas e

altamente significativas, independente do método de cálculo matemático de estoques de carbono do solo.

Tabela 12. Matriz de correlação de Pearson das interações entre métodos analíticos matemáticos.

	O ₂ ⁺ <i>Camada</i>	TOC <i>Camada</i>	O ₂ <i>Camada</i>	O ₂ ⁺ <i>Massa</i>	TOC <i>Massa</i>	O ₂ <i>Massa</i>
0-30 cm						
O ₂ ⁺ <i>Camada</i>	1,000					
TOC <i>Camada</i>	0,932	1,000				
O ₂ <i>Camada</i>	0,459 ^{ns}	0,329 ^{ns}	1,000			
O ₂ ⁺ <i>Massa</i>	0,854	0,897	0,124 ^{ns}	1,000		
TOC <i>Massa</i>	0,751	0,890	0,030 ^{ns}	0,963	1,000	
O ₂ <i>Massa</i>	0,56 ^{ns}	0,479 ^{ns}	0,956	0,350 ^{ns}	0,275 ^{ns}	1,000
0-100 cm						
O ₂ ⁺ <i>Camada</i>	1,000					
TOC <i>Camada</i>	0,924	1,000				
O ₂ <i>Camada</i>	0,474 ^{ns}	0,343 ^{ns}	1,000			
O ₂ ⁺ <i>Massa</i>	0,936	0,922	0,300 ^{ns}	1,000		
TOC <i>Massa</i>	0,821	0,943	0,167 ^{ns}	0,937	1,000	
O ₂ <i>Massa</i>	0,498 ^{ns}	0,386 ^{ns}	0,985	0,376 ^{ns}	0,257 ^{ns}	1,000

ns: não significativo (p<0,005)

A influência das interações entre métodos pode ser confirmada pela Tabela 13, que apresenta as médias dos estoques de C dos tratamentos nas interações entre métodos analíticos de recuperação de carbono vs. métodos de cálculo de estoque de C. [i.e. métodos de laboratório: combustão a seco (C-TOC), oxidação via úmida sem aquecimento (C-O₂), com aquecimento externo (C-O₂+); cálculos de estoque com correção pela massa de solo equivalente ao VN2 (*Massa*) e sem essa correção (*Camada*).

No intervalo de profundidade de 0-30 cm e no perfil de 0-100 cm, independente de tratamento e do método utilizado para cálculo de estoque, invariavelmente os maiores estoques de C foram encontrados no C-TOC, seguido pelo C-O₂+, que foi maior que o CO₂ (Tabela 13).

Tabela 13. Médias dos estoques de C dos tratamentos nas interações entre métodos laboratoriais de recuperação de carbono vs. Métodos de cálculo de estoque de C. [i.e. métodos de laboratório: combustão a seco (C-TOC), oxidação via úmida sem aquecimento (C-O₂), com aquecimento externo (C-O₂+); cálculos de estoque com correção pela massa de solo equivalente ao VN2 (com correção) e sem essa correção (sem correção).

Profundidade (cm)	Interações					
	C-TOC		C-O ₂		C-O ₂ +	
	(Camada	(Massa)	(Camada	(Massa)	(Camada	(Massa)
	Mg C ha ⁻¹					
0-30	68.4a	64.3a	47.6c	44.7c	55.3b	52.0b
30-60	45.1a	44.8a	31.3c	31.2c	36.6b	36.4b
60-100	43.2a	42.5ab	28.3c	27.8c	36.4ab	35.7b
0-100	156.5a	152.0a	107.2c	104.0c	128.1b	124.4b

¹ (C-TOC) da combustão a seco; (C-O₂) oxidação por via úmida, sem aquecimento externo; (C-O₂+) oxidação por via úmida com aquecimento externo. ² Médias seguidas da mesma letra linha, indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste de Tukey a 5%.

A Figura 10 apresenta os estoques de carbono do solo estimados em função dos efeitos da interação entre três métodos analíticos (C-TOC; C-O₂ e C-O₂+) e dois métodos matemáticos de cálculo de estoque de carbono do solo [camada equivalente (*Camada*) e massa equivalente (*Massa*)].

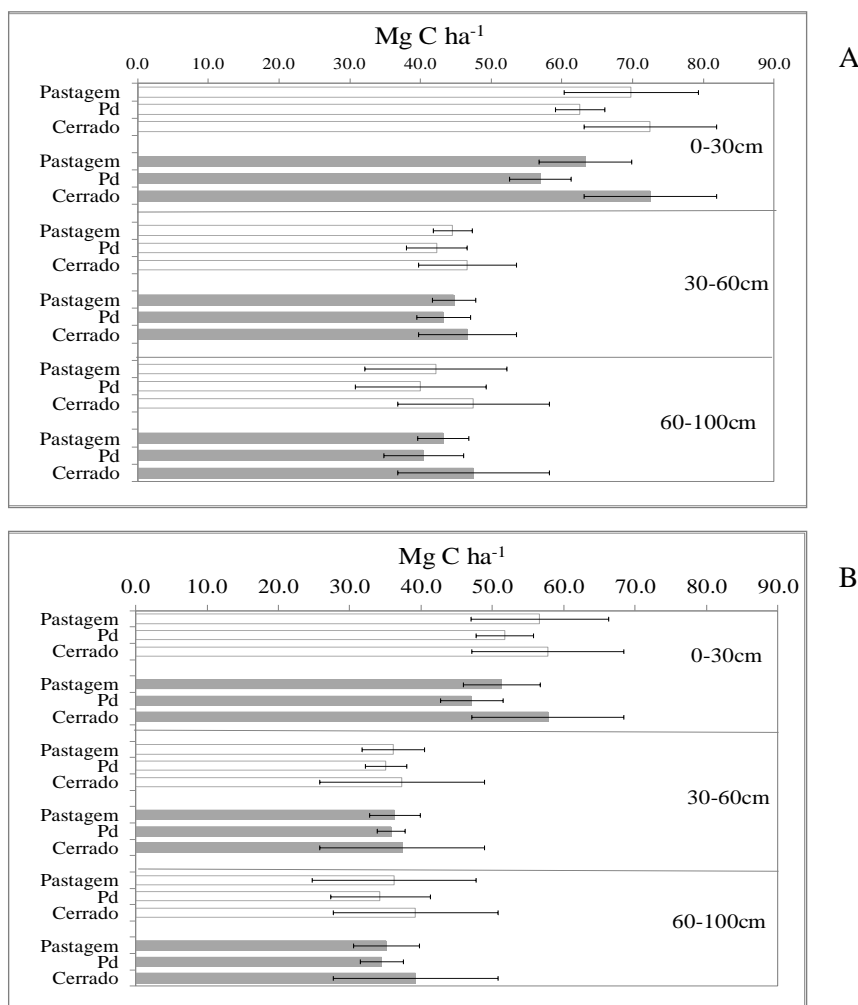
Considerando o C-TOC, no intervalo de profundidade de 0-30 cm verificou-se um estoque de 72,5 Mg C ha⁻¹ no VN2. Nos sistemas cultivados foram encontradas variações na pastagem entre 69,7 e 63,2 Mg C ha⁻¹ pela *Camada e Massa*, respectivamente; no PD foram estimados estoques de 62,6 e 58 Mg C ha⁻¹ pela *Massa e Camada*, respectivamente (Figura 10). No intervalo de 30-60 cm, houve um armazenamento de 42 Mg C ha⁻¹ no VN2, o que representou uma estimativa de estoque acumulado de 119 Mg C ha⁻¹ no perfil de 0-60 cm.

Entre 60 e 100 cm de profundidade observou-se um acúmulo de 47,4 Mg C ha⁻¹ no VN2, perfazendo um estoque total de 166,5 Mg C ha⁻¹ no primeiro metro de profundidade. Entre 0-100 cm de profundidade, na pastagem foram encontradas variações entre 156,4 a 149,1 nos métodos *Camada e Massa*, respectivamente; no PD os estoques perfizeram 144,8 e 140,5 para *Massa e Camada*, respectivamente.

O estoque de C-TOC no VN2 do SITIO II (166,5 Mg C ha⁻¹) apresentou uma pequena alteração em relação ao VN1 do SITIO I (164,4 Mg C ha⁻¹; Capítulo 1) devido a distintas

metodologias de amostragem decorrentes de diferentes delineamentos experimentais (ver metodologia). No primeiro, esse resultado é uma média de três parcelas nativas (i.e. 1, 4, 54) e no segundo, a média de três pontos em uma única parcela (i.e. parcela 54) de VN2 sentido restrito. Nos métodos CO₂ e CO₂+ foram estimados estoques de 116,7 e 134,2 Mg C ha⁻¹ para o intervalo de 0-100 cm de profundidade.

No Plantio direto e na Pastagem, os estoques de carbono recuperados pela combustão a seco variaram em função do método matemático de cálculo, que reflete a acomodação do solo, com alterações da densidade em função do manejo. Constatou-se que não houve diferenças entre o VN2 e os sistemas de cultivo no intervalo de 0-30 cm quando se considerou apenas a profundidade [*Camada*]. Após a correção dos estoques pela *Massa*, somente a pastagem se manteve no mesmo grupo do VN2 (Figura 10). Nos outros intervalos de profundidade [30-60 e 60-100] não foram observadas diferenças entre os tratamentos.



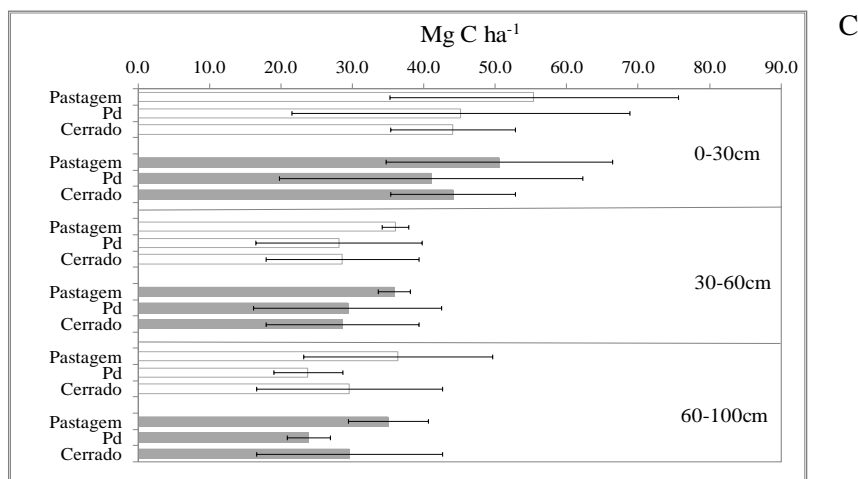


Figura 10. Erro máximo da estimativa dos estoques de carbono do solo (Mg C ha^{-1}) de um Latossolo no Cerrado em diferentes sistemas de manejo.

a: combustão a seco (CTOC); b: oxidação com aquecimento externo $-(\text{C-O}_2+)$; c: oxidação sem aquecimento externo (CO_2). cm: intervalo de profundidade. Barras solidas e barras sem preenchimento indicam estoques calculados com correção [*Massa*] e sem correção [*Camada*], respectivamente. As barras pretas indicam o intervalo de confiança (95%). As médias são estatisticamente diferentes quando não ocorre sobreposição das barras. Descrição dos tratamentos no rodapé da Tabela 2. Pd: Plantio direto.

Nos estoques recuperados pelos métodos C-O_2+ e CO_2 , independente da profundidade, não foram observadas diferenças entre os tratamentos (Figura 11). Contudo, nesses casos, especialmente o aumento da variância em todos os intervalos de profundidade, dificultou a detecção de diferenças significativas entre os estoques de carbono dos tratamentos (Figura 11).

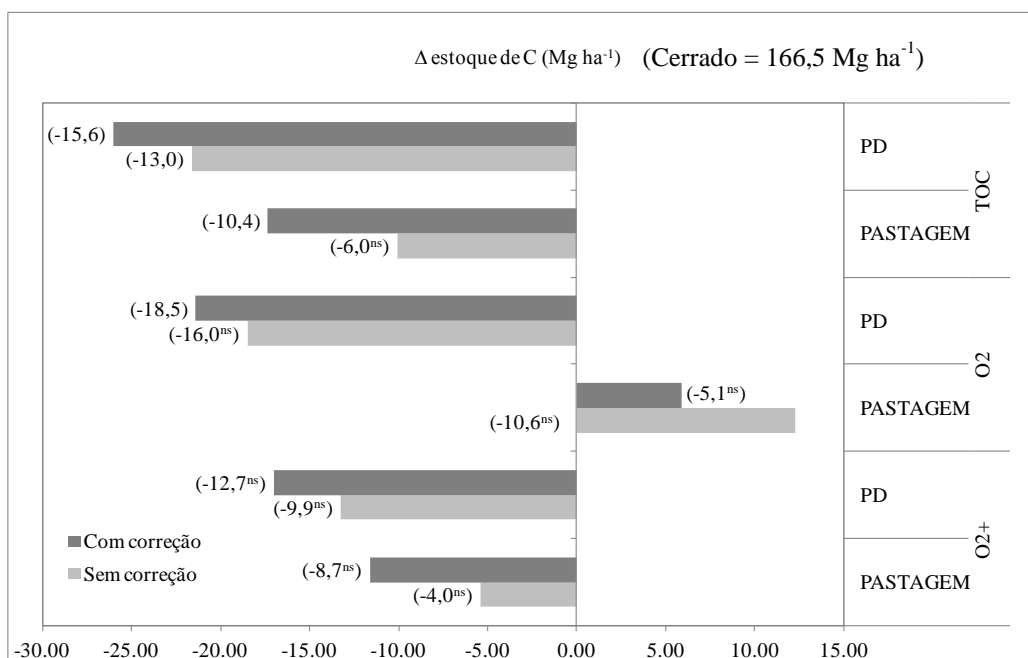


Figura 11. Diferenças absolutas e relativas de estoque de carbono do solo no intervalo de 0-100 cm de profundidade entre: Plantio direto (PD) e VN2; Pastagem e VN2; TOC = combustão a seco; O_2 = oxidação via úmida; O_2+ = oxidação via úmida com aquecimento.

Perdas são indicadas pelo sinal negativo (-). Valores em parênteses representam as mesmas diferenças expressas em porcentagem. ns = Não significativo pelo teste t ($<0,05$). Legendas são os métodos de cálculo de estoque de carbono com e sem correção pela *Massa*. ns: não significativo no teste t dos sistemas de manejo com o VN2 ($<0,05$).

No tratamento Pastagem, após 15 anos da cronosequência: cerrado sentido restrito - quatro anos de cultivo convencional em rotação arroz/soja - onze anos de pastagem de *Brachiaria brizantha*, houve o efeito da correção da massa nos estoques de carbono do solo, mas isso foi detectado apenas no C-TOC (Figura 11). Quando os valores de concentração de C foram integrados no intervalo de 0-100 cm de profundidade, na ausência da correção pela massa, houve uma redução de 6% nos estoques de C que não foi significativa em termos estatísticos (Figura 11). Após a correção pela massa de solo, a redução de estoques foi de 10%, ou 17 Mg C ha⁻¹.

No tratamento Plantio direto, após 15 anos da cronosequência: cerrado sentido restrito - quatro anos de cultivo convencional em rotação arroz/soja - onze anos de plantio direto em rotação milho/soja, no intervalo de profundidade de 0-100 cm houve uma redução de 21,6 e 26 Mg C ha⁻¹ sem e com correção pela massa.

Não há como se estimar com precisão a taxa anual de redução de C nesses dois tratamentos sob cultivo, já que nos primeiros 4 anos o solo foi revolvido com arados de discos e aivecas e, portanto, provavelmente ocorreram reduções nos estoques de carbono durante esse período. No entanto, pode-se verificar que a cronosequência que inclui 11 anos de pastagem reduziu em 9 Mg ha⁻¹ as emissões de C-CO₂ em relação à cronosequência com 11 anos de Plantio direto pelo método TOC após a correção pela massa de solo, mas esses valores não foram significativos em termos estatísticos.

Entre os métodos de oxidação via úmida e considerando o intervalo de 0-100 cm de profundidade, não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre o VN2 e a pastagem em termos de estoques de carbono, independente da correção da massa. No Plantio direto houve efeito da correção pela massa apenas no método sem aquecimento externo (C-O₂). Nesses termos, verificou-se uma redução de 18,5%, ou 17 Mg ha⁻¹ em valores absolutos de estoque de C do solo.

Sendo assim, nesse estudo, em termos de estoque de carbono, quando foram empregados métodos analíticos de recuperação de carbono por oxidação via úmida não se constatou o efeito da substituição da vegetação nativa de Cerrado pela pastagem. Apenas o método de combustão a seco foi capaz de evidenciar diferenças entre esses dois tratamentos. Mas essas diferenças só foram significativas quando a massa de solo da pastagem foi corrigida em função da massa de solo do VN2.

Portanto, após 15 anos de manejo os impactos da conversão de cerrado à pastagem são mais nítidos quando o carbono foi recuperado por combustão a seco e houve a correção pela massa de solo.

Os resultados relativos a concentração de C no solo indicam que houve efeito do manejo na recuperação do carbono no método de oxidação via úmida sem aquecimento. Sendo assim, em Latossolo Vermelho argiloso distrófico no VN2, o fator de correção de 1,32 para o método Walkley & Black (C-O₂), sugerido por NELSON & SOMMERS (1996) para grupos semelhantes de solo estaria superestimando os teores de C na Pastagem e subestimando no VN2. Os mesmos autores advertem, em uma síntese que incluiu 922 ambientes pedológicos, que esse método sugerido por Walkley & Black, fornece estimativas aproximadas, ou semi-quantitativas devido à alta variabilidade nos teores de carbono recuperado; os fatores de correção variaram de 1,03 a 1,41 e 1,0 a 2,86 entre classes de solos e tipos de solos individuais, respectivamente (NELSON & SOMMERS, 1996). Alguns estudos mais recentes sugerem que a porcentagem de recuperação de C por esse método varia de 59% a 88%, e isso implica em fatores de correção entre 1,69 e 1,14 (CHATTERJEE, 2009).

A presença de material carbonizado pode contribuir para a baixa recuperação do C na oxidação via úmida sem a aplicação de aquecimento externo (SKJEMSTAD & TAYLOR, 1999; DE VOS et al., 2007). WALKELY (1949, *apud* CHATTERJEE et al., 2009), relatou que o método Walkley & Black recupera apenas de 2-11% do carbono presente em materiais carbonizados. De fato, essa forma inerte de carbono (carvões), comum em solos de savanas, como é o caso do Cerrado, representou cerca de 30% do C total em solo sob vegetação nativa de cerrado sentido restrito (JANTALIA et al., 2007).

Em termos de vegetação nativa, os estoques de cerca de 70 Mg C ha⁻¹ observados no intervalo de 0-30 cm de profundidade são semelhantes aos relatados por SIQUEIRA NETO (2010) que ficaram em torno de 60-70 Mg C ha⁻¹ e estão no quartil superior da média dos estudos mais recentes realizados no Cerrado, que variam de 35 a 95 Mg C ha⁻¹ de 0-30 cm de profundidade (SALTON, 2005; BAYER et al., 2006; DIECKOW et al., 2009; JANTALIA et al., 2007; LEITE et al., 2009; MARCHÃO et al., 2009; MAIA et al., 2010). Provavelmente os altos teores de argila (~50%) e a proteção da área nos últimos 16 anos contra queimadas acidentais, podem ter contribuído para esses resultados.

As reduções nos estoques de C-TOC para o intervalo de 0-30 cm de profundidade devido à conversão de vegetação nativa a pastagens foram de 10%, ou 17 Mg C ha⁻¹, e, portanto, similares às aquelas relatadas por Don et al (2011) em uma meta-análise em solos de clima tropical (-12,6 Mg C ha⁻¹ com perdas relativas de -12%) e um pouco menores que aquelas descritas por Assad et al (2013) em estudos no Brasil (-12,2 Mg ha⁻¹ que corresponde a perdas relativas de -16%). Na oxidação por via úmida (CO₂), os resultados foram correlatos a meta-análise realizada por GUO & GIFFORD (2002) que relataram em média, um acréscimo de 8% nos estoques de carbono do solo (SOC) nas substituições de floresta nativa para pastagem. Esses mesmos autores comentam que, em geral, esse acréscimo não foi significativo em locais onde a precipitação anual foi menor que 2000 mm, como é o caso das condições experimentais em pauta.

MAQUERE et al. (2008) comparando pastos com mais de 20 anos e vegetação arbórea nativa no Cerrado, verificaram que, quanto mais longa a existência do pasto, maior o aumento nos estoques de carbono. Nota-se que a pastagem avaliada nesse estudo foi implantada no quinto ano após a conversão e, portanto está instalada há 11 anos. Se houve reduções nos estoques de carbono durante o período precedente, esse decréscimo ainda pode estar em processo de ser contrabalanceado pelo armazenamento de carbono anual até o retorno aos estoques iniciais, que, pode ocorrer em torno de 20 ou 30 anos após a mudança do uso da terra (PAUL et al., 2002).

Estudos recentes evidenciaram que a tendência de redução nos estoques de C no solo após a conversão da vegetação nativa de Cerrado tornou-se mais clara quando a abordagem baseada na *Massa* foi utilizada, ao invés da abordagem baseada em profundidade (*Camada*) (MAQUERE et al., 2008; SIQUEIRA NETO et al., 2010). DON et al., 2010 relataram que a correção pela *Massa* aumentou em 28% os efeitos da mudança do uso da terra, especialmente quando as florestas tropicais foram convertidas a pastagens.

Este estudo contribuiu para confirmar o efeito dos métodos nas estimativas de mudanças nos estoques de C em Latossolos argilosos devido à conversão do uso da terra de Cerrado nativo para e pastagem e cultivo de grãos em rotação anual soja/milho, seja em plantio convencional ou direto.

CONCLUSÕES

- 1- Em 31 anos de manejo as alterações no armazenamento de C no solo devido à substituição da vegetação nativa de cerrado sentido restrito por cultivo anual foram restritas aos primeiros 60 cm de profundidade.
- 2 - A substituição do cerrado sentido restrito por plantio direto em rotação soja-milho provocou a redução de pelo menos 11% dos estoques de C do solo. No entanto, a adoção do plantio direto como alternativa ao manejo convencional com arado de aivecas mitigou até 12% das emissões de CO₂.
- 3 - Os métodos de determinação e de correção dos estoques de C para consideração das alterações de densidade do solo influenciam as comparações de diferentes formas de manejo. A desconsideração das diferenças resultantes de variações analíticas pode induzir a erros nas estimativas de emissão ou remoção de C do solo, sobretudo na comparação entre plantio direto e cerrado ss.

CAPÍTULO II. CARBONO E NITROGÊNIO EM COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS 15 ANOS DE MANEJO NO SÍTIO II

INTRODUÇÃO

Conceitualmente, matéria orgânica do solo (MO) é todo o material orgânico na fração < 2 mm que contém de 40 a 60% de C, dependendo da composição e idade, mas assume-se, frequentemente, uma média de 58% (NELSON & SOMMERS, 1982). O papel da matéria orgânica do solo na manutenção das sociedades humanas engloba os âmbitos local (i.e. manutenção da fertilidade) e global (i.e. a mitigação das emissões de carbono para a atmosfera). Nesse contexto de mudanças climáticas globais, os agroecossistemas podem exercer o papel de fonte ou dreno de CO₂ (FELLER et al., 2006; LAL et al., 2010), uma vez que a taxa de armazenamento de carbono no solo pode ser ampliada com a adoção de práticas de manejo específicas (FELLER et al., 2006; LAL et al., 2010; SMITH et al., 2008). et al., et al., et al.,

Alguns modelos conceituais foram desenvolvidos na tentativa de descrever os processos de formação e decomposição da MO. O modelo *Century Ecosystem* (PARTON et al., 1987; SMITH et al., 1997) parte do pressuposto de que o carbono da MO (COT) está armazenado em reservatórios ou compartimentos denominados: “ativo”, com um rápido *turnover* [1 a 5 anos], geralmente representado pelo C da biomassa microbiana (C-BIO; JENKINSON & POWLSON, 1976) e o carbono orgânico solúvel do solo (PAUL, 1984; KAISER & GUGGENBERGER, 2000); “lento” ou “intermediário”, com tempo de ciclagem de 20 a 40 anos, esse compartimento tem sido representado pelo C da MO particulada [fração da matéria orgânica de tamanho >53 µm (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992)], ou pelo C da fração leve da MO [fração da MO que flutua em densidades em torno de 1,8 g cm⁻³ (MOTAVALLI et al., 1994)]; e, por fim, o compartimento “passivo”, com tempo de ciclagem de 200 a 1.500 anos (DUXBURY et al., 1989).

Uma das maneiras de se estimar ciclagem, e portanto, o tempo de residência da matéria orgânica no solo, faz uso de técnicas isotópicas com base na diferença na abundância natural de ¹³C entre plantas com diferentes rotas fotossintéticas [Ciclo de Calvin (plantas C3) e ciclo Hatch-slack (plantas C4)] (SMITH & EPSTEIN, 1971). Na natureza existem dois isótopos de C estáveis (¹²C e ¹³C), que compreendem 98,89% e 1,11% de todo C existente, respectivamente, resultando em δ¹³C de -8‰ para o CO₂ atmosférico (NYBERG et al., 2000). Todas as plantas discriminam CO₂ durante a fotossíntese, mas o grau desta discriminação

depende da via fotossintética. Plantas com via fotossintética C3 têm $\delta^{13}\text{C}$ variando de -40 a -23‰ (valor mais frequente -27‰), enquanto que as C4 têm valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando de -9 a -19‰ (valor mais frequente -12‰) (SMITH & EPSTEIN, 1971).

Em ecossistemas naturais, o carbono orgânico do solo é derivado quase que exclusivamente dos resíduos da vegetação nativa. Em agroecossistemas, duas origens são possíveis: uma remanescente da vegetação nativa e outra oriunda dos resíduos vegetais das plantas cultivadas. Nesse caso, a assinatura da abundância natural de ^{13}C do solo pode ser usada como um marcador natural para estudos da dinâmica da MO, o que possibilita calcular a proporção de carbono derivado da vegetação natural usando um modelo de decaimento de primeira ordem (SIX et al., 2002).

Sendo assim, experimentos de longa duração são importantes instrumentos para gerar informações consistentes sobre as mudanças dos estoques de C do solo em função de mudanças no manejo.

No domínio do Cerrado foi possível reunir um conjunto consistente de dados edáficos e ambientais de longo prazo, coletados durante 31 anos em um experimento de longa duração, localizado na área experimental da Embrapa Cerrados, no Distrito Federal (CORAZZA et al., 1999; NEUFELDT et al., 1999; 2002; MENDES et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2004; FERREIRA et al., 2005; JANTALIA et al., 2007; RESCK et al., 2008; FIGUEIREDO et al., 2007; 2010).

Dessa forma, esse estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica do C e N da MO frente a mudanças do uso do solo, no sentido de identificar os efeitos na estabilidade do C nos compartimentos da MO.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição das áreas experimentais

O trabalho foi conduzido nos campos experimentais da Embrapa Cerrados, localizados em Planaltina-DF (15°35'30"S e 47°42'00"W) com altitude de 1.014. Todos os tratamentos foram instalados em um Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999) de textura argilosa com cerca de 50% de argila. O clima da região corresponde ao tipo Aw (tropical chuvoso), segundo classificação de Köppen, com presença de invernos secos e verões chuvosos (vide descrição detalhada no Capítulo I).

Nesse estudo foi avaliado o experimento denominado SITIO II, que completou 15 anos em 2010. O experimento foi instalado em 1996 em Latossolo Vermelho distrófico com 50% de argila e delineamento experimental em blocos ao acaso, com três repetições. Os grupos de manejo avaliados nesse estudo foram:

- Pastagem: Preparo com arado de discos e cultivo de gramíneas nos dois primeiros anos e arado de aivecas com leguminosas nos dois anos seguintes. A partir do quinto ano, utilizou-se pastagem *Brachiaria brizantha*, com simulação de pastagem;

- Plantio direto: Preparo com arado de discos nos dois primeiros anos e arado de aivecas nos dois anos seguintes. A partir do quinto ano, utilizou-se o plantio direto, com alternância bienal de gramíneas e leguminosas;

- Vegetação nativa de cerrado sentido restrito (VN2): Área de cerrado sentido restrito protegida de fogo adjacente à área experimental, utilizada como ambiente de referência: parcelas 1, 4, 54 (vide descrição detalhada da cronologia dos tratamentos no Capítulo I).

Cada parcela (repetição) foi considerada um ponto amostral. Foram coletadas cinco amostras simples de solo a uma distância radial de 1m de cada ponto. As coletas de solo foram realizadas em 2010. As coletas de amostras de solo ocorreram após as primeiras chuvas (outubro/novembro) com o solo em estado friável. As amostras deformadas foram coletadas com o trado holandês. As coletas foram realizadas até a profundidade de 40 cm nos seguintes intervalos: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40 cm. Cada intervalo de profundidade foi denominado “camada amostral ou intervalo de profundidade” (vide descrição detalhada da coleta de solo Capítulo I).

Metodologias analíticas utilizadas

Análises Físicas do Solo

A análise granulométrica foi efetuada pelo método da pipeta, por dispersão da amostra com NaOH 1 mol L⁻¹ e agitação lenta. O tamanho limite dos complexos organo-minerais primários segue diferentes esquemas de classificação. A fração argila compreende partículas <2 µm, enquanto o silte varia entre 2-20 µm e entre 2-50 µm. A fração areia varia de 20-2000 µm ou 50-2000 µm (CHRISTENSEN, 1992). Nesse estudo, foi adotado o critério sugerido pela Sociedade brasileira de Ciência do Solo: areia = 50-2000 µm; silte = 2-50 µm; argila < 2 µm.

Fracionamento Físico da Matéria Orgânica

Carbono e Nitrogênio total e da Matéria Orgânica Particulada

Nesse estudo adotou-se a terminologia “Matéria orgânica particulada” (MOP) com base na classificação utilizada por CAMBARDELLA & ELLIOT (1993), que é representada pela MO determinada pelo teor de carbono na fração particulada de solo ($>53\ \mu\text{m}$).

Realizou-se o fracionamento físico da MO segundo CAMBARDELLA & ELLIOTT (1992), com adaptações no peso da amostra utilizada, conforme BAYER ET AL., (2004). Subamostras da matriz, após secagem ao ar, foram passadas em peneira de 2 mm. Destas, 20 g foram colocados em frascos plásticos com volume de 250 mL. Foram adicionados 70 mL de hexametáfosfato de sódio na concentração de $5\ \text{g L}^{-1}$. Agitou-se a mistura por 15 h em agitador horizontal, regulado para cento e trinta movimentos por minuto. Depois desse processo, todo o conteúdo do frasco foi colocado em peneira de $53\ \mu\text{m}$ e lavado com auxílio das mãos com luva de borracha e jato de água destilada, por aproximadamente 15 minutos.

O material retido na peneira $>53\ \mu\text{m}$, constituído por resíduos orgânicos e fração areia, foi definido como “material particulado total” e foi secado em estufa a 50°C , por 72 h. Após secagem, a amostra foi moída por várias vezes em gral de porcelana até que todo o conteúdo passasse pelas malhas de uma peneira de 0,149 mm. Em seguida, alíquotas foram pesadas e analisadas quanto aos seus teores de C e N, constituindo-se o carbono orgânico da MO particulada (C-MOP) e no nitrogênio da MO particulada (N-MOP). Como as frações argila e silte foram removidas durante o peneiramento, foi necessário corrigir os valores de C e N da MOP calculando essa diferença em relação ao solo total.

Uma alíquota da amostra de solo total seca em estufa a 50°C (*Bulk soil*) foi passada em peneira de 2 mm, depois moída em gral de porcelana e passada em peneira de 0,149 mm (100 mesh). Posteriormente esse material foi utilizado para a análise do carbono orgânico total (COT) e do nitrogênio total (NT) da amostra. O carbono e o nitrogênio da MO associada às partículas ($<53\ \mu\text{m}$) são correspondentes ao C e N associados à silte+argila, calculados pela diferença entre os teores de COT e C-MOP e entre NT e N-MOP.

As análises de carbono orgânico total e nitrogênio total do solo e das frações particuladas totais foram realizadas por combustão via seca, em analisador elementar de CHN em câmara de combustão fechada a 900°C (modelo PE 2400, Série II CHNS/O, PerkinElmer, Norwalk, USA), utilizando-se de 20-80 mg de material previamente macerado passado na

peneira de 100 mesh (0,149 mm).

Carbono da Matéria Orgânica Leve

Essa fração leve é geralmente recuperada em duas frações distintas, a fração leve livre (C-MOL) e a oclusa (C-MOL-O)] usando soluções de Iodeto de sódio (NaI) e politungstato de sódio (SPT), baseadas em densidade em torno de $1,8 \text{ g cm}^{-3}$, que recuperam o material leve com a mesma eficiência (SEQUEIRA et al., 2011).

Nesse estudo, avaliou-se a matéria orgânica leve livre (MOL) que foi separada conforme o método densimétrico método proposto por Sohi et al (2001), adaptado por PULROLNIK et al. (2009) utilizando-se solução de NaI ($1,8 \text{ kg L}^{-1}$). Em um recipiente de plástico adicionou-se 10g da amostra de TFSA (terra fina seca ao ar) e 20mL da solução de NaI ($1,8 \text{ kg L}^{-1}$) e procedeu-se à agitação manual por 30 segundos. O material foi centrifugado (960 g, 30 min) e houve a formação de duas fases distintas. O sobrenadante foi cuidadosamente despejado em papel de filtro qualitativo. A operação foi repetida duas vezes. A fração orgânica sobrenadante na solução (fração leve livre) foi lavada extensivamente com água destilada, visando eliminar o excesso de NaI.

Em seguida, essa fração foi secada a, aproximadamente, 50-60 °C, pesada e macerada em almofariz e passada na peneira de 100 mesh (0,149 mm). Os teores de C foram determinados em analisador elementar de CHN em câmara de combustão fechada a 900°C (modelo PE 2400, Série II CHNS/O, PerkinElmer, Norwalk, USA).

Razão Isotópica Natural $\delta^{13}\text{C}$

Para a análise da abundância natural do ^{13}C tanto do *bulk soil* como da MOP, foram utilizadas duplicatas analíticas de cada amostra de solo que foram passadas em peneira de 100 mesh (0,149 mm). Para a determinação da composição isotópica C, a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ foi determinada pela liberação de CO_2 a partir da combustão a 550 °C num tubo de pirex selado na presença de CuO em um Analisador elementar Carbo Erba EA-110. Os gases gerados a partir desta combustão foram separados por cromatografia gasosa e carreados por fluxo contínuo para o Espectrômetro de massa Delta Finnigan no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP. A razão isotópica foi expressa em partes por mil (‰), em relação ao padrão de Pee Dee Belemnita (PDB). O compartimento de C derivado da pastagem (C4) foi calculado conforme BALESIDENT & MARIOTTI, 1996.

A proporção de substituição do carbono do cerrado pelo carbono originário da *Brachiaria* nas pastagens, foi determinado usando a seguinte equação (LILENFEIN, 2002):

$$CD_{Past} = \left(\frac{\delta^{13}C_{solo} - \delta^{13}C_{VN2}}{\delta^{13}C_{Pastagem} - \delta^{13}C_{VN2}} \right) * 100, \quad [1]$$

$$CD_{VN} = 100 - CD_{Pastagem}, \quad [2]$$

Onde, $CD_{pastagem}$ é a porcentagem de carbono novo, derivado da pastagem, $\delta^{13}C_{solo}$ é o valor de $\delta^{13}C$ em determinada camada de solo avaliada do sistema de pastagem, $\delta^{13}C_{VN2}$ é o valor $\delta^{13}C$ da (mesma) camada de solo correspondente ao cerrado, $\delta^{13}C_{pastagem}$ é o sinal (assinatura isotópica) $\delta^{13}C$ do material vegetal que está sendo depositado no solo pela pastagem, CD_{VN2} é a porcentagem de carbono derivado do cerrado.

A porcentagem de carbono (ou fração particulada do C) do cerrado que foi perdida desde o estabelecimento da pastagem (CCO_2) foi calculada da seguinte maneira:

$$CCO_2 = 100 - CD_{VN} * (C_P / C_C), \quad [3]$$

Onde, C_P e C_C representam o conteúdo de carbono, ou das frações de carbono do solo da pastagem e do cerrado, respectivamente,

Consideraram-se os seguintes pressupostos:

- (a) A composição isotópica de C e C-MOP no início do plantio em pastagens é semelhante ao da fração correspondente no solo do cerrado
- (b) As alterações devido à humificação no valor $\delta^{13}C$ do material vegetal derivado da pastagem são insignificantes durante o período de tempo considerado nesse estudo. GOLCHIN et al. (1995), consideraram insignificantes essas alterações em até 83 anos de manejo sob pastagem.

Análises estatísticas

A verificação estatística da significância dos tratamentos foi feita pela Análise de Variância (ANOVA). Para a comparação das médias foi utilizado o teste de Tukey, ao nível de probabilidade de 5%. Efetuaram-se regressões lineares e análises descritivas das variáveis

quantitativas utilizando como medidas estatísticas a média e o desvio-padrão. Todas as análises foram realizadas pelo software SAS versão 9.1.2. (SAS Institute 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Em geral, os maiores impactos devidos à mudança do uso da terra nos compartimentos do C ocorreram na conversão do VN2 (solo sob vegetação de cerrado sentido restrito) para o *Plantio direto*. Os teores de COT no VN2 variaram de 33,0 mg kg⁻¹ a 17,1 mg kg⁻¹, decrescendo gradualmente no intervalo de 0 a 40 cm de profundidade (Tabela 14). Nos sistemas de cultivo *Pastagem* e *Plantio direto* houve decréscimos menos acentuados em profundidade em amplitudes de 24,4 a 18,1 mg kg⁻¹ e 23,5 a 15,9 mg kg⁻¹, respectivamente.

Os efeitos da conversão do VN2 em cultivo ocorreram sobretudo nos intervalos de 0-10 cm e 30-40 cm de profundidade (Tabela 14). Nos primeiros 10 cm do perfil o VN2 apresentou os maiores teores de C; entre 10-30 cm não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos; no intervalo de 30-40 cm a *Pastagem* apresentou maiores teores de C que o plantio direto.

Na Tabela 14 são apresentados os valores relativos de C da matéria orgânica leve livre [C-MOL (% do COT representado pela fração da MO que flutua em solução com densidade 1.8 g cm⁻³)]. Essa fração, no intervalo de profundidade de 0-40cm representou em média 7,5% do COT e não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Houve o efeito da profundidade no VN2 e na *Pastagem* em decréscimos que variaram de 11,5 a 4,1% e 11,0 a 7,5%, respectivamente.

O C-MOP no perfil de 0-40 cm de profundidade representou em torno de 16% do COT em amplitudes que variaram de 19% a 12% na ordem VN2 ≥ *Pastagem* ≥ *Plantio direto* (Tabela 14). As diferenças mais substanciais entre os tratamentos ocorreram no intervalo de 0-10 cm, onde o C recuperado na forma de C-MOP representou 22%, 21% e 14% do COT na ordem VN2 = *Pastagem* > *Plantio direto*. Abaixo desse intervalo de profundidade não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos.

Tabela 14. Atributos da MO de um Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado sob diferentes sistemas de manejo.

Atributo	Tratamento	Intervalo de profundidade (cm)					
		0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	0-40
COT ¹ (g kg ⁻¹)	VN2	33,0Ab ²	29,1Aab	23,6Abc	20,2Acd	17,1ABd	23,0A
	<i>Pastagem</i>	24,2Bba	22,4Abab	21,3Aab	18,3Ab	18,1Ab	20,2A
	<i>Plantio direto</i>	23,5Ba	20,3Bab	18,8Ab	17,8Ab	15,9Bb	18,6A
N (g kg ⁻¹)	VN2	2,30	1,97	1,77	1,37	1,23	1,62
	<i>Pastagem</i>	1,70	1,73	1,63	1,37	1,30	1,50
	<i>Plantio direto</i>	1,70	1,73	1,47	1,33	1,33	1,46
C:N	VN2	14,68A	14,51A	13,87A	14,87A	13,48A	14,07A
	<i>Pastagem</i>	14,80A	13,08A	13,29A	13,74A	12,36A	13,33A
	<i>Plantio direto</i>	12,32A	12,19A	14,23A	13,25A	12,8A	12,97A
C-MOL (%)	VN2	11,5Aa	8,7Aab	5,5Bbc	4,1Ac	6,7Abc	6,6A
	<i>Pastagem</i>	11,0Aa	9,8Aab	8,5Aab	7,8Aab	7,6Ab	8,5A
	<i>Plantio direto</i>	9,3Aa	8,6Ab	8,8Aa	5,4Aa	6,5Aa	7,4A
C-MOP (%)	VN2	23,3Aa	20,4Aa	16,9Aab	17,3Aab	16,5Ab	18,6A
	<i>Pastagem</i>	21,5Aa	19,8Aa	17,9Aa	15,6Aa	12,55Aa	16,7AB
	<i>Plantio direto</i>	14,4Ba	13,4Ba	12,2Aa	12,2Aa	10,9Aa	12,3B
C-MOP/ N-MOP	VN2	24,3ABa	30,1Aa	27,53Aa	30,8Aa	26,6Aa	28,0A
	<i>Pastagem</i>	26,8Aa	29,5Aa	25,5Aa	27,3Aa	22,2Aa	25,8AB
	<i>Plantio direto</i>	20,2Ba	20,2Ba	21,7Aa	23,1Aa	20,6Aa	21,4B

¹ (COT) teor de carbono total do solo recuperado por combustão a seco em analisador elementar; (COT/NT) razão C:N do solo - *bulk soil*; (C-MOL) % de COT representada pela fração leve da MO do solo [fração da MO que flutua em densidades de 1,8 g cm⁻³; Motavalli et al., 1994]; (C-MOP) % de COT representada pela matéria orgânica particulada do solo [fração da matéria orgânica de tamanho >53 µm] (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992); (C-MOP/N-MOP) razão C:N da matéria orgânica particulada. ⁽²⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna por variável e minúscula na linha indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

Invariavelmente a razão C:N foi mais estreita no solo total (*bulk soil*) do que na fração >53 µm (COT:NT = 14, 13, 13 e C-MOP:N-MOP = 28, 26, 21, para VN2, *Pastagem* e *Plantio direto*, respectivamente). Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos no que diz respeito à razão C:N do solo, em contrapartida, a razão C-MOP:N-MOP foi mais sensível para se detectarem os efeitos do manejo.

Em geral, no *Plantio direto* foram observadas as menores razões C-MOP:N-MOP. Nos primeiros 10 cm de profundidade não foram observadas diferenças significativas entre

VN2 e *Pastagem*. O Plantio direto apresentou uma razão C:N mais estreita que a pastagem na superfície do solo (0-5 cm), o que se estendeu também para o *VN2* no intervalo de 5-10 cm de profundidade (Tabela 14). Considerando a média do intervalo de 0-40 cm de profundidade verificou-se que o *VN2* e o *Plantio direto* em rotação soja/milho se comportaram de modo distinto e não houve diferenças significativas entre a pastagem e os outros dois tratamentos. Também não houve o efeito da profundidade em nenhum dos sistemas de manejo.

No tratamento *VN2*, o maior teor de C verificado na camada superficial do solo (0-10 cm) sugere maior contribuição do aporte da parte aérea das plantas na forma de serapilheira para a formação da MO. Há relatos de fluxo anual de 2,10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de serapilheira fina em cerrado sensu stricto, sendo 75% representado pelas folhas que podem ter ampla razão C:N, o que dificulta a decomposição dos resíduos (NARDOTO et al., 2006), acarretando maior acúmulo de MO, especialmente na superfície do solo. A decomposição dos resíduos costuma ser fortemente influenciada pela interação entre qualidade e quantidade de necromassa vegetal não só em sistemas nativos. O maior acúmulo de C em profundidade na *Pastagem* pode ser interpretado como evidência de fornecimento de C pelo sistema radicular abundante, volumoso e constantemente em renovação das gramíneas (MOREIRA et al., 2002). O *Plantio Direto* que, em geral, apresentou as menores concentrações de C inclui soja em rotação com milho. Na primeira, os resíduos contêm componentes solúveis de N (razão C:N ~20) e baixo conteúdo de celulose e cinzas, levando a uma decomposição mais rápida que nas gramíneas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

No *VN2* e na *Pastagem*, na profundidade de 0-40 cm, em torno de 17-19% do C foi recuperado em frações >53 µm. Valores em magnitudes e proporções semelhantes foram relatados em solos de regiões tropicais, onde a decomposição é acelerada pelas temperatura e umidade elevadas. Geralmente, a MO mais grosseira (> 20 ou 53 µm) representa 20% da MO total do solo nesses ambientes (BAYER et al., 1996; NICOLoso, 2005; SALTON et al., 2005). Observações similares foram registradas em diversos tipos de solo, nos quais a C-MOP representou entre 11 e 35% do COT (GREGORICH et al., 2006; CARTER et al., 2003; BAYER et al., 2004; CONCEIÇÃO et al., 2005; SEQUEIRA, 2011).

Observou-se nesse estudo que, na *Pastagem* até 40 cm de profundidade, em média 17% do COT estava na forma de C-MOP. Em clima temperado a participação do C-MOP no COT variou de 39 a 18% em pasto nativo e sistemas cultivados, respectivamente (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992); em contrapartida, no Cerrado, há relatos de pastagens

cultivadas que apresentam até 50% do COT na forma de C-MOP (FIGUEIREDO, 2010; ROSSI et al., 2012).

Em geral, nos sistemas de cultivo agrícola, há uma diminuição da MOP (TIESSSEN & STEWART, 1983). No Brasil, houve menções de reduções da ordem de 15% no C-MOP em 12 anos após a conversão de floresta a cultivo de sorgo (SHANG AND TIESSSEN, 2000) e de 50% do C-MOP em Latossolo no Cerrado convertido a plantio direto (FIGUEIREDO et al., 2010). Num Latossolo Vermelho no Cerrado os estoques de C na MOP corresponderam a cerca 15% do carbono total na camada de 0-20 cm em plantio direto (BAYER et al., 2004).

Nesse estudo há fortes evidências de que o fracionamento densimétrico recupera menos C que o fracionamento granulométrico, no entanto, a proporção de C-MOL/C-MOP foi distinta nos tratamentos [0,35, 0,50 e 0,60 no VN2, *Pastagem* e *Plantio direto*, respectivamente]. Pode se sugerir, portanto, que houve efeito do manejo na recuperação de C da fração considerada de decomposição lenta pelas diferentes metodologias analíticas. De fato, o método densimétrico [i.e. C-MOL] costuma detectar menos material do que o método granulométrico [i.e. C-MOP]. Em dois ambientes de cerrado arbóreo, foram informadas contribuições relativas para o C total do solo 50% mais baixos no C-MOL (PULROLNIK et al., 2007) do que no C-MOP (FIGUEIREDO et al., 2010).

Outras investigações relataram que o C-MOP e o C-MOL representaram respectivamente cerca de 23% e 5,4% % do COT (CARTER et al., 2003; GREGORICH et al., 2006; SEQUEIRA et al., 2011), sendo que apenas a primeira foi sensível aos efeitos do manejo em climas temperado (SEQUEIRA et al., 2011), o que está em consonância com o que foi verificado nesse estudo e com as ponderações de SIX et al., (2002). Esses autores advertem que tanto a POM como a MOL são mistura de compostos similares, mas que não podem ser usados como sinônimos por possuírem diferente composição química e estrutural.

Sendo assim, não obstante, tanto a MOP como a MOL representem frações quimicamente e estruturalmente relacionadas aos resíduos vegetais, esses resultados revelam que o C-MOP é mais sensível às mudanças do manejo em Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado. Apesar da redução significativa do C-MOP entre o VN2 e o *Plantio Direto*, somente cerca de 40% (i.e. calculada a partir dos resultados da tabela 14) da redução de C-TOC pode ser atribuída a MOP, sugerindo que houve entradas diferenciadas de resíduos frescos nos dois sistemas, e/ou uma redução na matéria orgânica humificada, ou de algum outro reservatório

na MO do solo localizado em partículas $< 53\mu\text{m}$. A princípio, a MOP está associada a tamanhos de partícula $>53\mu\text{m}$, mas alguns autores têm demonstrado que ainda existem diferenças na composição da MO entre as frações silte e argila, e que parte dessa MO pode estar em formas mais disponíveis para a decomposição (BALDOCK et al., 1997; GREGORICH et al., 1993; BALESIDENT et al., 1996). As frações $<53\mu\text{m}$, entretanto, são amplamente dominadas por organo-minerais (FELLER & BEARE, 1997) e, portanto, mais resistentes à decomposição.

Em geral, a razão C:N duplicou na matéria orgânica particulada em relação ao solo total. A redução da relação C/N de frações granulométricas maiores para menores pode ser um indicativo do aumento de grau de humificação e/ou resistência à biodegradação. MAGID AND KJÆRGAARD (2001) relataram que a MOP consiste principalmente de material derivado da adição recente de resíduos vegetais e a razão C:N mais ampla reflete a dominância de constituintes dos resíduos vegetais (e.g. lignina). Razões C:N mais estreitas refletem a dominância de material mais decomposto e humificado (BAISDEN et al., 2002) e típicas de organo-minerais (GREGORICH, 2006). Sendo assim, o estreitamento da razão C:N com a diminuição do tamanho da partícula reflete um gradiente de decomposição da MO (FELLER, 1997).

Ressalta-se ainda que a razão C-MOP:N-MOP foi mais estreita no *Plantio direto* que no VN2, e a *Pastagem* apresentou valores intermediários. No sistema sob plantio direto esses resultados podem indicar o aporte de N no sistema, pois parte da MOP foi originária dos resíduos de uma rotação milho/soja, o primeiro cultivado com aplicação de fertilizantes nitrogenados. Além disso, a soja cultivada na safra 2008/09 é reconhecida como espécie cuja fixação biológica de N resulta em alta produtividade e em balanço positivo de N para o solo (ALVES et al., 2010). A diferença não significativa entre o *Plantio direto* e a *Pastagem* quanto à razão C:N da MOP pode ser explicada por estudos que revelam que a fixação biológica de N pode contribuir para cerca de $30\text{--}45\text{ kg N ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$ por meio de associações não simbióticas com bactérias endofíticas na rizosfera de plantas do gênero *Brachiaria* spp. (LOUREIRO & BODDEY, 1988).

Em contrapartida, em geral os ecossistemas nativos no Cerrado são limitados em N (BUSTAMANTE et al., 2006). A alta razão C:N da serapilheira ($\sim 60:1$) contribui para baixas taxas de decomposição e mineralização da MO, o que em conjunto com as baixas taxas de nitrificação contribuem para que o Cerrado seja considerado um sistema mais conservativo no

que diz respeito ao ciclo do N (BUSTAMANTE et al., 2012). No entanto, os próprios autores advertem que nesse ecossistema há sazonalidade tanto nas concentrações de N inorgânico como na fixação biológica e nas taxas de mineralização de N (BUSTAMANTE et al., 2012).

Vale ressaltar que as amostras de solo foram coletadas após as primeiras chuvas (outubro-novembro), o que pode ter provocado discrepâncias não só na razão C:N da matéria orgânica particulada, mas também na razão C:N do solo (COT:NT) entre estudos efetuados nessa mesma área de Cerrado. A razão C:N da matéria orgânica particulada nesse estudo (28) é menor que aquela relatada por FIGUEIREDO et al 2010 na mesma área de cerrado (42). A razão C:N do solo total (*bulk soil*) de cerca de 14,1 verificada nesse estudo é inferior àquelas relatadas por outros estudos nessa mesma área de cerrado [C:N em torno de 20 e 17 identificados por JANTALIA et al (2007) e FIGUEIREDO et al (2010), respectivamente], mas são semelhantes aos valores mencionados por ROSCOE et al (2000) em cerrado protegido contra o fogo de Minas Gerais (~14).

ABUNDÂNCIA NATURAL DE ^{13}C ($\Delta^{13}\text{C}$) NA MATÉRIA ORGÂNICA TOTAL DO SOLO E NA MATÉRIA ORGÂNICA PARTICULADA.

Nas Figuras 12 e 13 são apresentadas as distribuições da abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) na MO e na MOP.

Na MO do CET_2010 (amostras de solo coletadas em 2010 no cerrado sentido restrito), houve um aumento de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade com amplitudes típicas de ecossistemas naturais de savanas, que apresentam uma mistura de plantas do ciclo fotossintético C3 e C4 nos extratos arbóreo e herbáceo (-25,1 -24,0 -23,3, -23‰ nos intervalos de profundidade 0-5 cm, 5-10, 10-20, 20-30, e 30-40 cm, respectivamente).

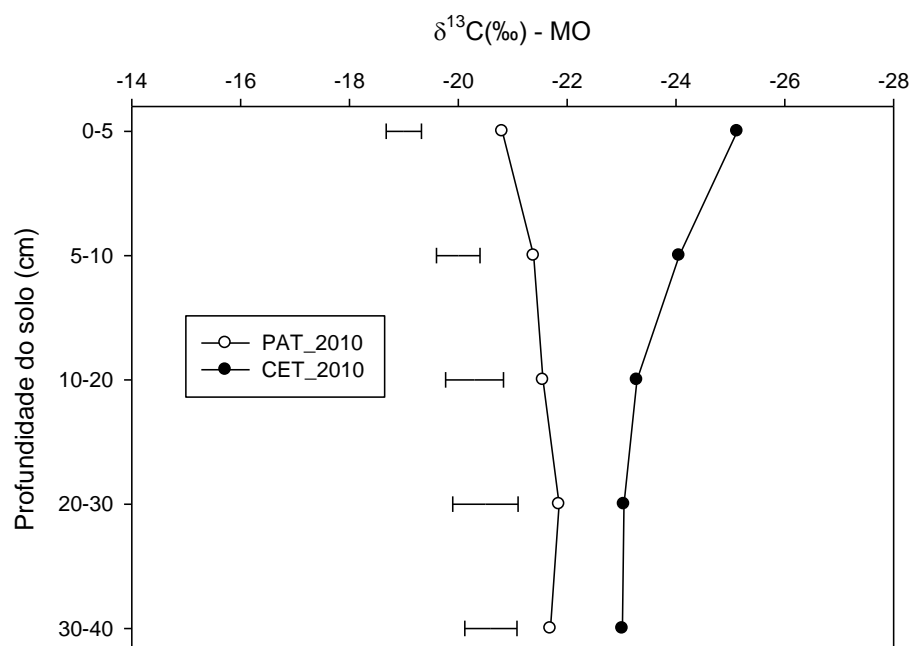


Figura 12. Assinatura isotópica ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) da Matéria orgânica de um Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado. CET_2010: $\delta^{13}\text{C}$ do COT de amostras de solo coletadas em outubro de 2010 no cerrado sentido restrito protegido de fogo há 16 anos. PAT_2010: $\delta^{13}\text{C}$ do COT de amostras de solo coletadas em outubro de 2010 no tratamento Pastagem [pastagem de *Brachiaria* (*sin. Urochloa*) *brizantha*]. As barras indicam a mínima diferença significativa pelo teste Tukey ($p < 0,05$).

Estudos realizados em áreas com vegetação característica de cerrado arbóreo relataram valores de $\delta^{13}\text{C}$ do solo variando numa amplitude de -26 a -17‰ (PESSEDA, 1996; ROSCOE et al., 2000; WILCKE & LILIENFEIN, 2004; JANTALIA et al., 2007; MAQUERE et al., 2008; SIQUEIRA NETO, 2010). Todavia, nas florestas primárias no Brasil, como a Mata Atlântica e a Floresta Amazônica, que são essencialmente compostas de vegetação C3, o perfil típico de solo expressa valores de -27 a -30‰ $\delta^{13}\text{C}$ na superfície do solo aumentando aproximadamente duas unidades percentuais em profundidade até 1m (TELLES et al., 2003).

O aumento em $\delta^{13}\text{C}$ com o aumento da profundidade pode ser explicado pela discriminação isotópica dos microorganismos no processo de humificação da MO (NADELHOFFER & FRY, 1988) que implica em diferenças nas taxas de decomposição de compostos orgânicos com diferentes $\delta^{13}\text{C}$ (ROSCOE et al., 2000), ou a um decréscimo de 1,5‰ no $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 atmosférico nos últimos 200 anos devido a queima de combustíveis fósseis (NADELHOFFER & FRY, 1988). Mudanças nas condições edafoclimáticas que repercutiram em aumento na dominância de plantas C3 também ocorreram no domínio morfoclimático do Cerrado nos últimos 12.000 - 3.000 anos, o que foi constatado por carvão (^{14}C) encontrado até 1m de profundidade (PESSEDA et al., 2005; GOUVEIA et al., 2002).

Diante desses pressupostos, para a interpretação de $\delta^{13}\text{C}$ no perfil do solo, assume-se que as variações da composição isotópica em profundidade menores que 3‰ observadas no perfil do solo do cerrado (~ até no máximo 2m de profundidade) são associadas a fracionamento isotópico ocorrido na decomposição da MO ou nas variações da composição isotópica de CO_2 atmosférico (BOUTTON, 1996).

Os resultados desse estudo foram notadamente semelhantes aos relatados por JANTALIA et al (2007) em área de cerrado sentido restrito no COT (-25 e -23‰ entre 0-5 cm e 30-40 cm respectivamente) indicando que não houve mudanças substanciais no $\delta^{13}\text{C}$ COT nesses últimos dez anos (2000-2010). Em contrapartida, houve variações consideráveis no $\delta^{13}\text{C}$ -MOP entre 1996 (CEP_1996) e 2010 (CEP_2010) somente no intervalo de profundidade de 0-5cm (Figura 13).

Verificou-se que o CEP_1996 revelou uma contribuição maior do carbono derivado de plantas C4 no $\delta^{13}\text{C}$ (-25,8, -25,4, -24,8, -25,2, -25,1‰ nos intervalos de profundidade 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, e 30-40 cm, respectivamente). No CEP_2010 (a mesma área de cerrado após 16 anos de proteção contra fogo e pastejo), houve um aumento na contribuição de plantas C3 no $\delta^{13}\text{C}$ -MOP (-26,7, -26,0, -26,0, -25,2, -25,3‰ nos intervalos de profundidade 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, e 30-40 cm, respectivamente).

Essa alteração significativa no $\delta^{13}\text{C}$ -MOP ocorrida nos primeiros 0-5cm entre as amostras coletadas em 1996 e 2010 pode ser atribuída ao fechamento do dossel pelas plantas arbóreas decorrente da proteção contra o fogo por 15 anos, o que impediu a entrada de luz no sub-bosque e, por conseguinte, o desenvolvimento de gramíneas do ciclo fotossintético C4.

ROSCOE et al., 2000 avaliaram o efeito da incidência de fogo na serapilheira e MO em um Latossolo Vermelho sob vegetação de cerrado sentido restrito. Após 21 anos, houve um aumento da dominância de gramíneas C4 na área que sofria queima bianual em relação ao cerrado protegido. Essa substituição C derivado de C3 por C derivado de C4 contribuiu para mudanças no $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira da ordem de -27,8 para -20,65. Os autores concluíram que a incidência bianual de fogo por 21 anos reduziu a dominância de plantas C3, o C e o N na serapilheira, mas não no solo. A razão C:N de plantas C3 e C4 foi relatada por ROSCOE et al. (2000) como sendo 43,3 e 101,7, respectivamente, indicando que diferenças na composição da serapilheira podem refletir em diferentes taxas de decomposição e residência do C e do N no solo.

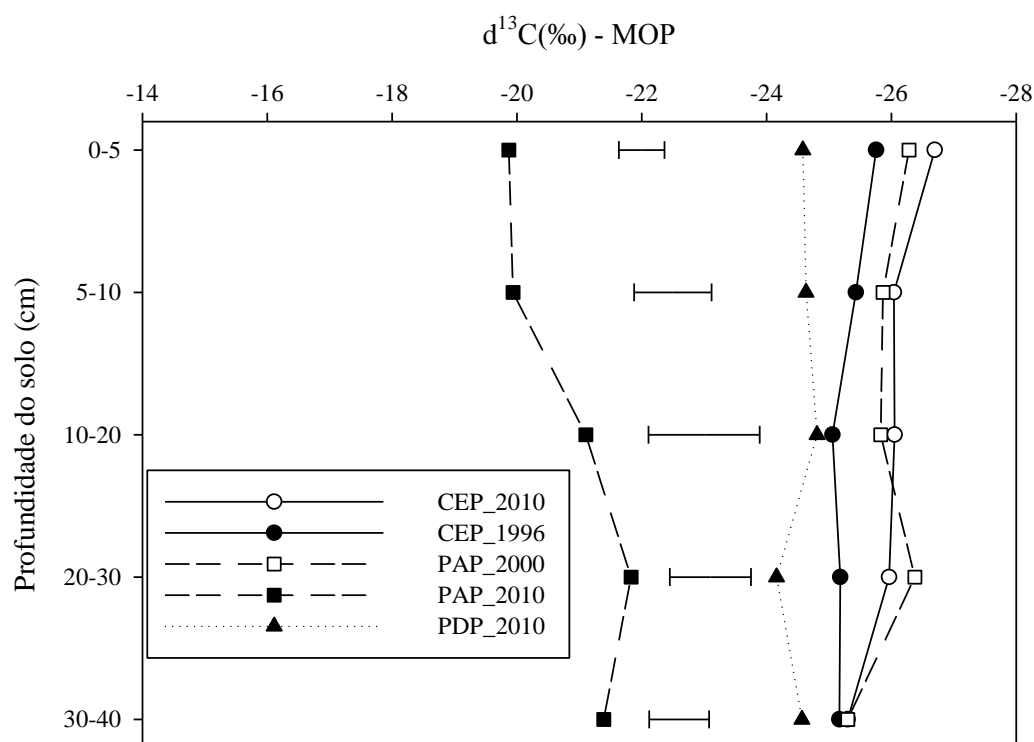


Figura 13. Assinatura isotópica ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) da Matéria orgânica particulada de um Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado. CEP_1996: $\delta^{13}\text{C}$ do C-MOP de amostras de solo coletadas em outubro de 1996 no cerrado sentido restrito em época que não havia proteção contra pastejo. CEP_2010: $\delta^{13}\text{C}$ do C-MOP de amostras de solo coletadas em outubro de 2010 no cerrado sentido restrito protegido de fogo há 16 anos. PAP_2000: $\delta^{13}\text{C}$ do C-MOP de amostras de solo coletadas em outubro de 2000 no tratamento Pastagem após quatro anos de conversão de VN2 a plantio convencional em rotação leguminosa/gramínea. PAP_2010: $\delta^{13}\text{C}$ do C-MOP de amostras de solo coletadas em outubro de 2010 na Pastagem (pastagem de *Brachiaria brizantha*). PDP_2000: $\delta^{13}\text{C}$ do C-MOP de amostras de solo coletadas em outubro de 2010 no tratamento *Plantio direto* com rotação soja/milho.

Vale lembrar que a MOP é reconhecida como um reservatório de reciclagem relativamente rápida, representada em grande parte por resíduos vegetais mais recentes. As mudanças na rota fotossintética não foram identificadas no carbono total do solo provavelmente porque grande proporção desse C se encontra no compartimento passivo (~80), e, portanto, com ciclagem muito mais lenta do que aquele da matéria orgânica >53 μm . Por esse motivo, provavelmente, o período de 15 anos não foi suficiente para modificar a assinatura isotópica em termos significativos, do carbono total do solo.

De fato, a diferença entre a recalcitrância dos compartimentos pode ser comprovada pela configuração das retas CEP_2000 e PAP_2000, no perfil do solo (Figuras 12 e 13). A primeira sofre desvio de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade para a banda mais negativa, e na segunda, esse desvio não ocorre. Essas diferenças revelam que a MOP não apresenta assinatura de MO do compartimento passivo, que sofreu discriminação derivada do fracionamento isotópico ocorrido na decomposição da MO ou nas variações da composição isotópica de CO_2 atmosférico descritas por BOUTTON (1996).

A fração da MO >53 μm portanto se mostrou mais sensível do que o carbono total do solo para detectar os efeitos do manejo do fogo no Cerrado relacionados às mudanças na rota fotossintética das espécies presentes nesse ambiente. Sendo assim, esses resultados apontam alterações na qualidade da MO e fluxos de C no solo do cerrado sentido restrito após 16 anos de proteção contra o fogo.

A assinatura isotópica no solo da *Pastagem* indica enriquecimento significativo de $\delta^{13}\text{C}$ no perfil em comparação com o VN2 (Figura 12). Verifica-se que na PAT_2010 houve um incremento decrescente no $\delta^{13}\text{C}$ (de -20,8 a -21,8) e no CET_2010, um incremento crescente (de -25 a -23‰) no intervalo de profundidade de 0-40 cm. Esse padrão, representado por inclinações opostas entre as curvas da *Pastagem* (PAT_2010) e VN2 (CET_2010), sugere que o estabelecimento da pastagem resultou em substituições decrescentes de C derivado de plantas C3 por C de plantas C4 no intervalo de 0-40 cm de profundidade solo.

Em se tratando de matéria orgânica na fração >53 μm , houve alterações na abundância de ^{13}C tanto na *Pastagem* como no *Plantio direto* após 16 anos de cultivo.

No tratamento *Pastagem*, as alterações significativas no $\delta^{13}\text{C}$ -MOP ocorreram após o ano 2000 já que não houve alterações significativas no $\delta^{13}\text{C}$ -MOP entre 1996 e 2000 (PAP_2000). Em tal caso, espécies do ciclo fotossintético C3 (arroz e soja) foram cultivadas nos quatro primeiros anos de manejo antes de se implementar a pastagem de *Brachiaria brizantha* em outubro de 2000 (Tabela 3). Ainda assim, verificou-se que, em geral, a adição de C pelos resíduos de plantas C3 não induziu ao aumento da negatividade de $\delta^{13}\text{C}$ na MOP. Esse resultado pode estar relacionado à predominância de plantas C3 nessa área nativa. Embora o cerrado sentido restrito seja descrito como uma combinação de plantas C3 e C4 (MIRANDA et al., 1997), existem evidências na literatura de que essa formação vegetal é dominada por plantas C3 (MIRANDA et al., 1997; LLOYD et al., 2008). Em nosso caso, o cerrado sentido restrito apresenta $\delta^{13}\text{C}$ -MOP de cerca de -26, que está mais próximo de valores tipicamente observados em vegetação predominante de plantas C3 (BALESDENT et al., 1996; ROSCOE et al., 2000).

No PDP_2010 em contraste com o ocorrido no PAT_2010, as substituições de C de plantas C3 por C4 foram significativas, sobretudo no intervalo de 0-10 cm de profundidade em relação ao VN2 (CEP_1996 e CEP_2010) (Figura 12). Nesse caso, o solo sob plantio

direto foi cultivado em rotação soja/milho desde 1996, e o último constitui-se numa gramínea C4. Esse desvio do $\delta^{13}\text{C}$ -MOP para valores menos negativos do que a vegetação natural sugere uma contribuição dos resíduos das plantas e sistema radicular volumoso e abundante do milho para o aumento da abundância de C derivado de plantas C4. Não foi objeto desse estudo a determinação da contribuição proporcional dos resíduos de soja e de milho para a constituição da MOP, e, portanto não foi possível se aplicar o modelo de cálculo de perda de MO da vegetação nativa em função da conversão para plantio direto.

As substituições para C da MO derivado da pastagem (PAT_2010) foram calculadas em função do $\delta^{13}\text{C}$ do CET_2010. Após 15 anos de conversão do cerrado, cerca de 18% do carbono do solo era derivado do C da pastagem no intervalo de profundidade de 0-40 cm. Houve decréscimo nas taxas de substituição em função da profundidade (36, 24, 17, 12, 13% em 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, e 30-40 cm de profundidade, respectivamente) sugerindo redução do efeito radicular das gramíneas na deposição de resíduos em profundidade (Tabela 15).

Usando técnicas de abundância natural ^{13}C , BALESIDENT (1996) também concluiu que a MOP tem um curto tempo de residência média em relação ao C associado a complexos organo-minerais tamanhos argila-silte ($<53\ \mu\text{m}$). A ciclagem de carbono, no entanto, pode variar de local para local e também de acordo com a profundidade do solo. Na região amazônica, a porcentagem de C derivado da pastagem após 20 anos atingiu 70% do C total (ARAÚJO et al., 2011). No Cerrado, WILCKE & LILIENFEIN (2004) relataram que o carbono derivado da *Brachiaria* (sin. *Urochloa*) *Decumbens* substituiu até 31% do carbono original após 12 anos de cultivo. TARRÉ et al (2001) relataram que após nove anos de pastagem, 45% do carbono do solo original da Mata Atlântica tinha sido substituído pelo carbono da braquiária na superfície do solo (0-5 cm). No entanto, nesse mesmo estudo, na camada de 20-30 cm, a substituição foi de apenas 15%, e nenhuma substituição significativa foi encontrada abaixo de 40 cm.

Na MOP a substituição de C derivado de plantas C3 pelo C derivado da gramínea *B. Brizantha* ocorreu em maiores proporções do que na MO. A maior alteração foi observada na profundidade 0-5 cm, com 50% de substituição de C-MOP do CEP_2000 pelo C-MOP da PAP_2000. No intervalo de profundidade de 0-40cm, em média houve uma substituição de 37%. Quando se tomou o CEP_1996 como referência, houve uma substituição de 46 e 34%

do C derivado de plantas C3 pelo C derivado da gramínea *B. Brizantha* no intervalo de profundidade de 0-5 cm e 0-40cm, respectivamente (Tabela 15).

Tabela 15. Taxa de substituição do C do VN2 por C da pastagem na da matéria orgânica do solo (MO) e na matéria orgânica >53 µm (MOP).

Profundidade	Compartimento do C ¹		
	COT	C-MOP	
Cm	(PAT_2010 vs. CET_2010)	(PAP_2010 vs. CEP_2010)	(PAP_2010 vs. CEP_1996)
	%		
0-5	35,6 (1,1)	49,8 (2,4)	46,1 (0,8)
5-10	24,1 (2,9)	46,7 (1,9)	46,1 (0,2)
10-20	16,6 (5,5)	37,8 (5,8)	31,1 (4,3)
20-30	12,9 (0,3)	31,9 (0,6)	27,0 (3,9)
30-40	13,2 (2,9)	31,7 (4,5)	31,0 (0,3)
0-40	17,9 (3,2)	37,4 (4,0)	33,8 (4,7)

¹(PAT_2010 vs. CET_2010) Taxa de substituição do carbono orgânico total do VN2 pelo C da pastagem, tendo como referência as amostras coletadas no VN2 em 2010; (PAP_2010 vs. CEP_2010) Taxa de substituição do carbono da matéria orgânica >53 µm (C-MOP) do VN2 pelo C-MOP da pastagem, tendo como referência as amostras coletadas no VN2 em 2010; (PAP_2010 vs. CEP_1996) Taxa de substituição do carbono da matéria orgânica >53 µm (C-MOP) do VN2 pelo C-MOP da pastagem, tendo como referência as amostras coletadas no VN2 em 1996. Desvio padrão da média entre parênteses.

Nesse estudo, as diferenças entre MO e MOP dentro de cada tratamento (i.e. CET_2000 vs. CEP_2000; PAT_2000 vs. PAP_2000) foram menores do que 3‰. Há relatos que algumas pequenas diferenças entre 1 e 3‰ nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas diferentes frações da MO são comuns, e podem ser atribuídas a variações na composição das frações da MO, já que frações bioquímicas diferentes, como carboidratos e lignina, podem ter diferentes $\delta^{13}\text{C}$ (BALESDENT et al., 1987; BONDE et al., 1992). NADELHOFFER & FRY (1988) ressaltaram que a preservação seletiva nos compostos de lignina, que geralmente possuem menos ^{13}C em relação aos tecidos vegetais, pode causar uma redução em ^{13}C à medida que a MO vai sendo decomposta. Com respaldo nesses relatos, a despeito da discriminação dos tratamentos pelos testes estatísticos, as alterações de $\delta^{13}\text{C} < 3‰$ entre MO e MOP foram atribuídas ao efeito intrínseco da composição química peculiar das diferentes frações da MO.

CONCLUSÕES

- Não houve perdas significativas de carbono na fração >53 µm da MO (MOP) quando o cerrado ss foi convertido a plantio direto e pastagem. No entanto, no intervalo de 0-40 cm de profundidade a porcentagem de substituição do C da matéria orgânica do cerrado ss pelo C

derivado da *Brachiaria Brizantha* foi mais acentuada na MOP (35,6%) do que no carbono total do solo (18%), i.e. praticamente o dobro.

- O estreitamento da razão C:N com o declínio do tamanho das partículas em todos os sistemas de manejo indica menor grau de humificação na MOP. Esses resultados nos permitem sugerir que a MOP compreende um reservatório de C com tempo de residência menor que a matéria orgânica total do solo; sendo assim, constitui um reservatório mais frágil de C no solo e também um bom indicador das mudanças causadas pelos diferentes tipos de manejo.

- As alterações no $\delta^{13}\text{C}$ da MOP entre as amostras coletadas no cerrado ss em 1996 e 2010, após 16 anos de proteção contra fogo, sugerem enriquecimento de C derivado de plantas C3. Esses resultados são indicativos de que mudanças na composição da vegetação em função da proteção contra o fogo poderiam interferir significativamente na determinação de referências de $\delta^{13}\text{C}$ no solo. Daí a importância de estudos de longa duração com monitoramento de sistemas naturais de referência para se assegurar a ausência de interpretações equivocadas no estudo da dinâmica do C no solo após a conversão de sistemas naturais para agroecossistemas.

CAPÍTULO III. CARBONO E NITROGÊNIO EM COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS 31 ANOS DE MANEJO NO SÍTIO I

INTRODUÇÃO

A maioria das definições de armazenamento de carbono (C) no solo refere-se à remoção de CO₂ da atmosfera pela fotossíntese e ao posterior acúmulo na forma de matéria orgânica do solo (MO). Mas a MO varia em tamanho e complexidade, pois pode ocorrer na forma de monômeros simples ou ácidos orgânicos até misturas complexas de biopolímeros e agregados. Além disso, a estrutura química pode variar de formas inalteradas idênticas ao tecido precursor, até materiais altamente decompostos (SCHNITZER & MONREAL, 2011) com tempo de residência no solo que pode variar de alguns meses milhares de anos.

A biomassa microbiana constitui apenas uma pequena fração do COT, que varia de 2 a 5% (JENKINSON & LADD, 1981) e 1 a 5% do nitrogênio total do solo (SMITH & PAUL, 1990), todavia é reconhecida como elemento essencial na decomposição e estabilização da matéria orgânica (SHNITZER, 2002) e reservatório de nutrientes de rápida ciclagem (MOREIRA & SIQUEIRA 2002). No entanto, esse reservatório também se comporta como uma fração muito dinâmica para ser usado isoladamente em validação de modelos que incluem componentes estruturais do carbono, devido ao rápido *turnover* (JENKINSON & LADD, 1981; FERREIRA et al., 2007).

Sendo assim, reservatórios de MO com um *turnover* intermediário seriam indicadores importantes para validação de modelos que pretendem esclarecer a eficiência de determinados sistemas de manejo em sequestrar carbono no solo em prazos maiores. Existem suficientes evidências que a fração da matéria orgânica particulada (MOP) é razoavelmente homogênea, tem ciclagem relativamente rápida (5-40 anos), e pode ser usada no teste de sensibilidade de modelos (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992; WOOMER, 1993).

Uma das maneiras de se estimar ciclagem, e portanto, o tempo de residência da matéria orgânica no solo, faz uso de técnicas isotópicas com base na diferença na abundância natural de ¹³C entre plantas com diferentes rotas fotossintéticas (C3 e C4). Em ecossistemas naturais, o carbono orgânico do solo é derivado quase que exclusivamente dos resíduos da vegetação nativa. Em agroecossistemas, duas origens são possíveis: uma remanescente da vegetação nativa e outra oriunda dos resíduos vegetais das plantas cultivadas. Nesse caso, a

assinatura da abundância natural de ^{13}C do solo pode ser usado como um marcador natural para estudos da dinâmica da MO (SIX et al., 2002).

Quanto à composição estrutural e bioquímica, em geral, a MO consiste basicamente em substâncias húmicas (70%), uma pequena quantidade de carboidratos (10%), compostos nitrogenados (10%) e lipídeos (10%) (THENG et al., 1989; SCHNITZER, 1991). O termo “Substância húmicas” é tradicionalmente usado para descrever uma mistura quimicamente complexa (STEVENSON, 1994), na qual é difícil identificar estruturas químicas bem definidas, o que tem sido o desafio de muitas pesquisas nos últimos dois séculos, desde o primeiro artigo publicado por ARCHAD em 1786 (ARCHAD, 1786 *apud* SHNITZER, 2011).

Na literatura mundial a origem e a estrutura das substâncias húmicas foram discutidas por vários trabalhos ao longo de décadas, até que recentemente a espectroscopia de RMN C CP/MAS (ressonância magnética nuclear ^{13}C com polarização cruzada e rotação em torno do ângulo mágico; ou ^{13}C CP-MAS NMR) passou a ser utilizada para investigar possíveis mudanças estruturais na composição da MO, determinadas por alterações de uso e manejo no solo inteiro (SKJEMSTAD et al., 1999; PILLON et al., 2002). Essa ferramenta possibilita avaliar alterações especialmente na contribuição relativa de grupos funcionais reconhecidos como lábeis e recalcitrantes (SCHULTEN, 1997) em diferentes regimes de uso da terra (GUGGENBERGER, 1994).

No campo da pesquisa aplicada, muito além da MO propriamente dita, os estudos do ciclo C no sistema solo-planta envolvem uma complexa rede biogeoquímica, que inclui água, temperatura e nutrientes, especialmente N (URQUIAGA et al., 2010; BUSTAMANTE et al., 2012). De acordo com Stevenson (1994), os compostos nitrogenados representam em torno de 5% da fração orgânica do solo, e cerca de 95 a 98% desse elemento estão ligados ao carbono dessa fração. Portanto, o N não deve ser preterido nas investigações relacionadas ao balanço de carbono no solo.

Assim posto, os conteúdos de C e N do solo, podem ser estimados por métodos simples de avaliação da MO, que consistem na determinação de COT e de N total (NT). Porém, caracterizações mais apuradas devem determinar qualificações no que diz respeito a “como”, “onde” e “quando”, e requerem a combinação de análises químicas, biológicas e bioquímicas, fracionamento físico, técnicas de avaliação isotópicas e ferramentas espectroscópicas.

Vale ressaltar que os dados utilizados para calibrar e validar modelos de simulação do ciclo do carbono e de mudanças climáticas globais se baseiam em décadas de pesquisas, sobretudo realizadas em experimentos de longa duração, que são instrumentos seguros para gerar informações consistentes sobre as mudanças dos estoques de C do solo em função de mudanças do uso da terra.

Dessa forma, esse estudo tem como objetivos avaliar a dinâmica do C e N da MO frente a mudanças do uso do solo no sentido de identificar os efeitos de 31 anos de manejo na estabilidade do C nos compartimentos da MO.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido nos campos experimentais da Embrapa Cerrados, localizados em Planaltina-DF (15°35'30"S e 47°42'00"W) com altitude de 1.014. Todos os tratamentos foram instalados em um Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999) de textura argilosa com cerca de 45% de argila. O clima da região corresponde ao tipo Aw (tropical chuvoso), segundo classificação de Köppen, com presença de invernos secos e verões chuvosos.

Nesse estudo, foi avaliado um experimento de longa duração instalado na Estação Experimental da Embrapa Cerrados que completou 31 anos em 2009 (SÍTIO I) que avalia diferentes sistemas de manejo em uma rotação leguminosa-gramínea instalado em 1979 (vide descrição detalhada do histórico e coleta de solo no Capítulo I). Os sistemas de manejo estudados foram:

PC-AD: Preparo com arado de discos com o solo revolvido a uma profundidade de aproximadamente 25 cm com arado de discos uma vez ao ano seguido de grade niveladora no início do período chuvoso e época do plantio (outubro/novembro).

PC-AV: Preparo com arado de aivecas pré-plantio (o solo é revolvido com arado de aivecas a profundidades maiores – até 40 cm - uma vez ao ano, seguido de grade niveladora, na época do plantio da cultura (outubro/novembro).

PD1: Preparo com arado de discos no primeiro ano. A partir do segundo ano, utilizou-se o cultivo plantio direto, com alternância anual de gramíneas e leguminosas.

PD2: Preparo com arado de aivecas no primeiro ano. A partir do segundo ano, utilizou-se o cultivo plantio direto, com alternância anual de gramíneas e leguminosas.

“VN1” (Vegetação nativa): Área de cerrado sentido restrito protegida de fogo adjacente à área experimental, utilizada como ambiente de referência: parcela 54.

Metodologias analíticas utilizadas

Fracionamento Físico da Matéria Orgânica

Carbono e Nitrogênio total e da Matéria Orgânica Particulada

Nesse estudo adotou-se a terminologia “Matéria orgânica particulada” (MOP) com base na classificação utilizada por CAMBARDELLA & ELLIOT (1993), que é representada pela MO determinada pelo teor de carbono na fração particulada de solo ($>53\ \mu\text{m}$) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo II)

Carbono da Matéria Orgânica Leve

Essa fração leve é geralmente recuperada em duas frações distintas, a fração leve livre (C-MOL) e a oclusa (C-MOL-O)] usando soluções de Iodeto de sódio (NaI) e politungstato de sódio (SPT), baseadas em densidade em torno de $1,8\ \text{g cm}^{-3}$, que recuperam o material leve com a mesma eficiência (SEQUEIRA et al., 2011) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo II)

Carbono e nitrogênio da Biomassa microbiana do solo

O carbono da biomassa microbiana do solo (C-MIC) foi estimado pelo uso do método de fumigação-extração (VANCE et al., 1987), cujo princípio básico é a extração do carbono microbiano após a morte dos microrganismos e ruptura da membrana celular pelo ataque com clorofórmio e liberação dos constituintes celulares, que são extraídos obedecendo a uma relação solo:extrator de 1:2,5 (DE-POLLI & GUERRA, 2008).

As amostras, após a coleta, foram imediatamente levadas para uma câmara fria, permanecendo armazenadas sob temperatura de aproximadamente 4°C , por um período de dois meses até o momento das análises. Os resíduos da cultura, como raízes e restos vegetais, foram removidos cuidadosamente das amostras de solo após estas serem passadas em peneira de 8 mm de malha.

Foram pesadas seis subamostras de 20 g de solo para cada amostra de campo, com teor

de água ajustado para estar em equilíbrio com uma tensão de 30 kPa (~ 80% da capacidade de campo do solo). Essas amostras foram pré-incubadas à temperatura ambiente ($26 \pm 2^\circ\text{C}$), por sete dias, em recipientes fechados de 600 mL, no escuro. Após esse período, três subamostras foram fumigadas (F) em um dessecador contendo uma placa de Petri com 25 mL de clorofórmio isento de etanol (CHCl_3), por 24 h.

As outras subamostras (em triplicata) não-fumigadas (NF) foram mantidas fechadas em temperatura ambiente protegidas da luz. Após a fumigação, as subamostras Fumigadas e Não Fumigadas foram submetidas à agitação horizontal (150 rpm) por 30 min, na presença de 50 mL de solução extratora (K_2SO_4 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$). Em seguida, as subamostras foram filtradas em papel de filtro qualitativo.

O C-MIC e o N-MIC foram determinados de acordo com JOERGENSEN & BROOKES, (1991). Uma alíquota de 10 mL do extrato foi filtrada e analisada por combustão em equipamento TOC-V CSH/CNS “*Total Organic Carbon Analyser*” (Shimadzu). A quantidade de C-MIC foi determinada pela diferença entre o carbono extraído das amostras de solo F e NF, usando-se fator de correção (K_{EC}) de 0,45 recomendado por JOERGENSEN, (1996) para C-MIC recuperado por combustão. O N-MIC foi calculado pela diferença entre a quantidade de N recuperado no extrato da amostra F e o recuperado na amostra NF, multiplicado pelo fator de correção (k_{N}) igual a 0,54, sugerido por BROOKES et al (1985). Os teores de C-MIC e N-MIC foram expressos com base na massa de solo seco em estufa a 50°C por 48 h.

Extração e análise de substâncias húmicas

As substâncias húmicas (SH) foram extraídas de amostras de TFSA. Após serem maceradas e passadas em peneira de 100 mesh (0,149 mm), as amostras foram submetidas ao fracionamento segundo o método da *International Humic Substances Society* (www.IHSS.gated.edu) (SWIFT, 1996). Selecionaram-se as amostras das camadas superficiais (0-10 cm), onde os maiores efeitos dos diferentes sistemas de manejo são normalmente observados (NOVOTNY, 2004).

Para a extração foram utilizados 20g de solo e 200mL de uma solução de NaOH a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Nessa suspensão borbulhou-se N_2 por 5 min fechando-se hermeticamente os tubos. Essa mistura foi mantida sob agitação em agitador orbital a 200 rpm durante 10 horas e centrifugada durante 10 minutos. O sobrenadante foi filtrado e o mesmo processo foi repetido

por cinco vezes adicionando-se alíquotas de 50mL da solução extratora. Devido ao alto conteúdo de ferro desses solos, o que pode impedir a resolução adequada dos espectros, as amostras foram tratadas com HF, segundo metodologia descrita por SKJEMSTAD et al (1994). O material foi transferido para tubos de diálise (*Spectrapor Membrane* – MWCO 6000 – 8000 Daton) em bandejas com água deionizada até que a condutividade elétrica fosse menor que 5 dS cm⁻¹. O material foi secado por liofilização e as substâncias húmicas recuperadas foram armazenadas em potes de vidro fechado.

A avaliação da composição das substâncias húmicas em estado sólido foi realizada no Laboratório de Ressonância Magnética Nuclear do Instituto de Química da Universidade de Brasília – UnB utilizando a técnica de polarização cruzada com ângulo mágico (*cross polarization magic angle spinning technique*- CPMAS¹³C NMR). As análises foram realizadas por um espectrômetro de massa Varian Mercury plus com tempo de defasagem de 7.05 microssegundos e operado a 75.46 MHz para ¹³C. O espectrômetro estava equipado com uma sonda de 7- mm e as amostras foram confinadas em rotor de zircônio e giradas em ângulo mágico de 6kHz. Os espectros foram obtidos usando uma largura espectral de 100kHz, comprimento de pulso de 4.8 µs, e relaxamento de pulso de 1,00 s, com tempos de aquisição de 0,03 s e contato de 1,00 ms.

A semi-quantificação em relação ao ¹³C foi realizada pela integração das áreas registradas em ppm, obtendo-se a porcentagem relativa dos seguintes grupos orgânicos: alifáticos (0–45 ppm), C-O (45–110 ppm), aromáticos (110–160 ppm) e carboxílicos (160–190 ppm) (KOGEL-KNABER, 1997). A razão entre os grupos orgânicos foi calculada segundo BALDOCK et al (1997). A caracterização dos diferentes componentes correspondentes aos picos observados nos espectros foi realizada por comparação com os resultados encontrados por KOGEL-KNABER (1997), KNICKER & SKJEMSTAD (2000).

Razão Isotópica Natural $\delta^{13}\text{C}$

Para a análise da abundância natural do ¹³C tanto do *bulk soil* (solo total) como da MOP, foram utilizadas duplicatas analíticas de cada amostra de solo que foram passadas em peneira de 100 mesh (0,149 mm). Para detalhamentos na determinação da composição isotópica C, vide descrição no Capítulo II.

Análises estatísticas

Os dados foram submetidos a testes de homogeneidade da variância (teste de F) e pressuposto de normalidade (Shapiro Wilk) e as médias foram comparadas pelo teste *t* de Student, considerado o nível de probabilidade de 5%. Todas as análises foram realizadas pelo software SAS versão 9.1.2. (SAS Institute 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO

Em geral, os maiores impactos devido à mudança do uso da terra nos compartimentos do C ocorreram na substituição do VN1 por plantio convencional (Tabela 16)..

Tabela 16. Carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) em um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado

Atributo	Tratamento	Intervalo de profundidade (cm)					
		0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	0-40
COT ¹ (g kg ⁻¹)	VN1	34,4Aa ²	28,4Ab	22,5Ac	19,6Ad	18,5Ad	23,0A
	PC-AD	20,8Ca	19,9CDb	19,5Bb	18,3Bc	14,4Bc	18,1B
	PD1	26,7Ba	23,7Bab	19,1Bbc	17,0Bc	15,1Bd	19,1B
	PC-AV	18,3Ca	17,3Da	17,5Ba	15,8Ca	12,7Cb	16,0B
	PD2	22,7Ba	20,8Cb	18,5Bc	16,4Cd	14,4BCe	17,8B
NT (g kg ⁻¹)	VN1	2,3Aa	2,0Abab	1,6Bbc	1,4Acd	1,3Ad	1,61A
	PC-AD	1,7Ba	1,7Ba	1,4Bab	1,3Ab	1,5Aab	1,45B
	PD1	2,1Aa	1,8Abb	1,7Abb	1,3Ac	1,3Ac	1,56A
	PC-AV	1,6Ba	1,7Ba	1,6Bab	1,5Aab	1,3Ab	1,51B
	PD2	2,1Aa	2,1Aa	1,6Bb	1,4Abc	1,2Ac	1,58A
C:N	VN1	15,3Aa	14,5Aa	14,0Aa	14,5ABa	14,4Aa	14,5A
	PC-AD	12,2Bab	11,9Bcab	14,3Aba	15,1Aa	10,9Bb	13,1B
	PD1	12,5ABa	13,2Aba	11,07Ba	12,7Ba	11,9Aa	12,2B
	PC-AV	11,2Ca	10,2Dab	11,1Ba	10,4Cab	9,6Bb	10,6B
	PD2	11,3BCa	10,7Cda	11,6Ba	11,5BCa	11,17Ba	11,2B

¹ (COT) teor de carbono total do solo recuperado por combustão a seco em analisador elementar; (NT) concentração de nitrogênio total no solo; (COT/NT) razão C:N do solo - *bulk soil*; ² Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna por variável, e, minúscula, na linha indicam que não há diferenças significativas pelo teste de *t* (*p*<0,05).

No perfil de 0-40 cm a substituição da vegetação nativa por sistemas de cultivo causou redução média no carbono orgânico total (COT) da ordem de 21,17, 30 e 22% no PC-AD, PD1, PCAV, PD2, respectivamente (Tabela 16). Essa redução foi mais intensa nos primeiros 5 cm de profundidade (40, 22, 47, 34% no PC-AD, PD1, PCAV, PD2, respectivamente).

Os teores de COT no VN1 variaram de 34,4 mg kg⁻¹ a 18,5 mg kg⁻¹, decrescendo gradualmente no intervalo de 0 a 40 cm de profundidade (Tabela 16). Nos sistemas de cultivo PC-AD e PC-AV houve decréscimos menos intensos da ordem de 20,8 a 14,4 mg kg⁻¹ e 18,3 a 15,8 mg kg⁻¹, respectivamente.

FRAÇÕES PARTICULADA E LEVE DA MO

Na tabela 17 são apresentados os valores da matéria orgânica leve livre [C-MOL (em % do COT representado pela fração da MO que flutua em densidade 1.8 g cm⁻³)]. No intervalo de profundidade de 0-40 cm o C-MOL representou em média 7,3% do COT e não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos. Os efeitos da substituição da vegetação nativa por solo cultivado se limitaram à profundidade de 20 cm. Os efeitos mais intensos foram observados nos primeiros 5 cm de profundidade, com uma redução da ordem VN1≥PD2=PD1≥PC-AV=PC-AD (Tabela 17). O decréscimo da concentração de C-MOL no solo em profundidade foi maior no VN1, discreto no PD1 e PD2 e não significativo no PC-AD e PC-AV (Figura 13a).

A concentração de C-MOP variou de 7,36 a 2,21 g kg solo⁻¹. A substituição da vegetação nativa por sistemas de manejo agrícola provocou reduções médias de 5,9 mg kg solo⁻¹ no C-MOP em todo o perfil de 0-30 cm do solo. Observa-se o decréscimo da concentração de C-MOP no solo em função da profundidade apenas nos tratamentos sem revolvimento, incluindo o VN1. Em termos proporcionais, o C-MOP representou 16,4% e 12,7% do COT no VN1 e PC-AV, respectivamente.

O decréscimo na concentração de C-MOL e C-MOP em profundidade foi mais acentuado no VN1, mais discretas no plantio direto e não significativas no PC-AV, que revolve e mistura o solo até 40 cm de profundidade. (Figura 14).

Tabela 17. Proporções de C nas frações de matéria orgânica leve (MOL) e particulada (MOP) de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

Atributo	Tratamento	Intervalo de profundidade (cm)					
		0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	0-40
C-MOL ¹ (%)	VN1	13,4Aa ²	11,7Aa	10,4Aa	8,3Ab	7,2Ab	9,6A
	PC-AD	6,9Ca	6,4Ba	5,8Ba	5,6Aa	6,6Aa	6,2A
	PD1	8,4Ba	6,3Ba	6,6Ba	6,5Aa	6,1Ab	6,6A
	PC-AV	7,9BCa	6,6Ba	6,0Ba	7,2Aa	6,8Aa	6,8A
	PD2	9,3ABa	6,7Ba	8,5Ba	6,1Ab	6,1Ab	7,2A
C-MOP (%)	VN1	21,4Aa	17,5Ab	16,3Ab	16,5Ab	13,5Ac	16,4A
	PC-AD	13,2Ba	16,2Aba	15,3Aa	14,1Aa	10,3Bb	13,6A
	PD1	14,8ABa	14,6Aba	13,4Aa	13,1Aa	11,6ABb	13,9A
	PC-AV	12,9Ba	12,8Ba	13,5Aa	12,3Aa	12,2Aba	12,7B
	PD2	18,2Aa	15,8Aab	14,6Ab	14,7Ab	13,6ABb	15,0A
C-MOP:	VN1	27,5	25,7	29,6	31,7	30	29,4
N-MOP ^{ns}	PC-AD	32,1	31,6	35,9	35,2	35,1	34,5
	PD1	27,8	29,7	32,4	33,1	34,8	32,3
	PC-AV	31,7	31,8	32,4	34,1	36	33,6
	PD2	30,7	27,2	36,8	35,2	29,2	32,5

¹ (C-MOL) % de COT representada pela fração leve da MO do solo [fração da MO que flutua em densidades de 1,8 g cm⁻³; MOTAVALLI et al., 1994]; (C-MOP) % de COT representada pela matéria orgânica particulada do solo [fração da matéria orgânica de tamanho >53 µm] (Cambardella & Elliot, 1992); (C-MOP/N-MOP) razão C:N da matéria orgânica particulada. ² Médias seguidas da mesma letra maiúscula na coluna por variável, e, minúscula, na linha indicam que não há diferenças significativas pelo teste *t* (p<0,05). ^{ns} não significativo.

No perfil de 0-40 cm verificaram-se maiores concentrações de N total (NT) no VN1, PD1 e PD2 em relação aos sistemas convencionais de manejo (Tabela 16). Quanto a razão COT:NT, no mesmo intervalo de profundidade, não houve diferenças significativas entre os sistemas de manejo agrícola que apresentaram valores estatisticamente menores que o VN1 (14,5, 13,1, 12,2, 10,6, 11,2 no VN1, PD1, PC-AD, PC-AV, PD2, respectivamente). Invariavelmente a razão COT:NT foi mais estreita do que na fração >53 µm (C-MOP:N-MOP = 29, 37, 35, 34, 33 no VN1, PD1, PC-AD, PC-AV, PD2, respectivamente (Tabela 17).

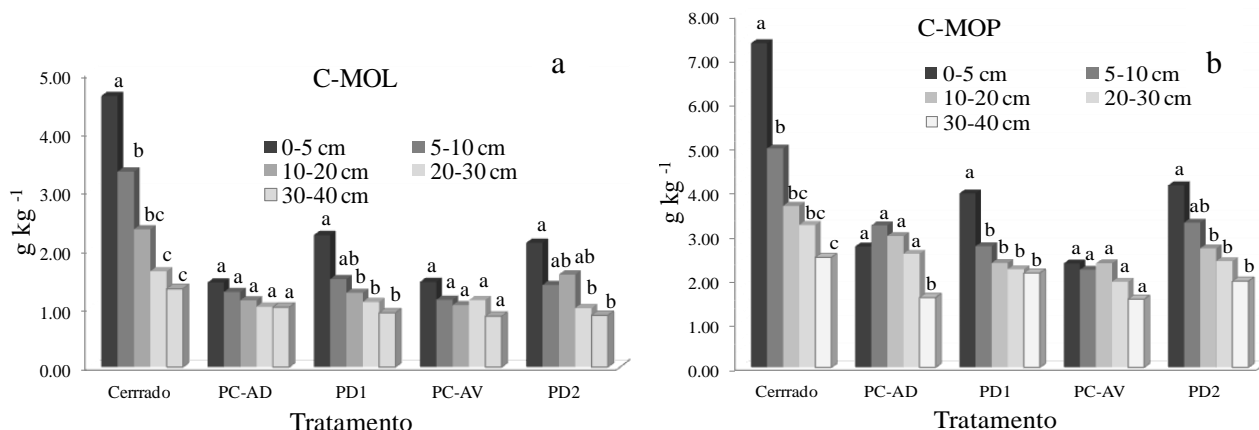


Figura 14. Concentração de C das frações da matéria orgânica em um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistema de manejo no Cerrado.

a) C da matéria orgânica leve [(MOL) fração da MO que flutua em densidades de 1.8 g cm^{-3}]; b) C da matéria orgânica particulada [(MOP) fração da matéria orgânica de tamanho $>53 \mu\text{m}$]. ² Médias seguidas da mesma letra por tratamento, indicam que não há diferenças significativas pelo teste t ($p < 0,05$).

Com relação à razão C-MOP:N-MOP não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos devido à alta variabilidade dos dados. Embora em todos os tratamentos tenha se verificado aumento da razão C:N na fração particulada, em termos estatísticos, não foi possível se identificar um padrão consistente de redução ou acréscimo dessa variável em função do sistema de manejo, incluindo a conversão de VN1 a cultivo agrícola.

Em geral, tanto a magnitude como a porção relativa dos teores de carbono orgânico avaliados nesse Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo estão em conformidade com revisões para áreas do Cerrado (RESCK et al., 2008; BATLLE-BAYER, 2010; BUSTAMANTE, 2012; SIQUEIRA-NETO, 2010).

No tratamento VN1, os maiores teores de COT, C-MOL e C-MOP verificados na camada superficial do solo (0-10 cm) sugerem maior contribuição do aporte da parte aérea das plantas na forma de serapilheira para a formação da MO (NARDOTO et al., 2006). Esse mesmo efeito é mimetizado nos sistemas sob plantio direto (BAYER et al., 2004). Em contrapartida, o efeito do revolvimento do solo foi nítido com relação à homogeneidade na distribuição de C-MOL e C-MOP em profundidade. No PC-AV esse efeito foi estendido até 40 cm do perfil enquanto que no PC-AD o efeito foi restrito a 0-30cm de profundidade. Esses resultados evidenciam diferenças entre o arado de aivecas e arado de discos quanto à profundidade na perturbação do solo, e, portanto, na abrangência do impacto sobre as frações do C do solo (RESCK et al., 2000).

No VN1, considerando os intervalos de 0-5 e 0-40 cm de profundidade, em torno de 21% e 16%, do C foi recuperado em frações $>53\ \mu\text{m}$. Valores em magnitudes e proporções semelhantes foram relatados em solos de regiões tropicais, onde a decomposição é acelerada pela temperatura e umidade elevadas. Geralmente, a MO mais grosseira (> 20 ou $53\ \mu\text{m}$) representa 20% da MO total do solo nesses ambientes (BAYER et al., 1996; NICOLoso, 2005; SALTOn, 2005). Observações similares foram registradas em diversos relatos mundiais, nos quais a C-MOP representou entre 11 e 35% do COT (GREGORICH et al., 2006; CARTER et al., 2003; BAYER et al., 2004; CONCEIÇÃO et al., 2005; SEQUEIRA, 2011).

Em geral, nos sistemas de cultivo agrícola, há uma diminuição da MOP. No Brasil, houve menções de reduções de 15 a 50% (FIGUEIREDO et al., 2010). No que concerne ao plantio direto os teores costumam ser superiores ao plantio convencional. Num Latossolo Vermelho no Cerrado os estoques de C na fração da MO $>53\ \mu\text{m}$ representaram 11 e 15% na camada de 0-20 cm em plantio convencional e direto, respectivamente (BAYER et al., 2004). Essas diferenças foram atribuídas à manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo e suspensão de operações de revolvimento que alteraram o fluxo de ar e água no solo, diminuição da atividade microbiana pela redução da temperatura (BAYER et al., 2004) e sobretudo, à proteção física dessa fração considerada mais lábil da MO (SALTOn et al., 2005) no interior de agregados (RESCK et al., 2000).

Nesse estudo há fortes evidências de que o fracionamento densimétrico (i.e. C-MOL) recupera menos C que o fracionamento granulométrico (i.e. C-MOP], já que, em média, houve a recuperação de 7,3 e 14,3% do carbono orgânico na forma de C-MOL e C-MOP, respectivamente. O método densimétrico costuma detectar menos material do que o método granulométrico. Em cerrado arbóreo, foram informados valores 50% menores de C-MOL (PULROLNIK et al., 2007) do que de C-MOP (FIGUEIREDO et al., 2010). Outras investigações relataram que o C-MOP e o C-MOL representaram respectivamente cerca de 23% e 5,4% % do COT (CARTER et al., 2003; GREGORICH et al., 2006; SEQUEIRA et al., 2011), sendo que apenas a primeira foi sensível aos efeitos do manejo em climas temperado (SEQUEIRA et al., 2011), o que está em consonância com o que foi verificado nesse estudo e com as ponderações de SIX et al., (2002). Esses autores advertem que tanto a MOP como a MOL são mistura de compostos similares, mas que não podem ser usados como sinônimos por possuírem diferente composição química e estrutural.

Em termos gerais a razão COT:NT foi maior no VN1 confirmando que os ecossistemas nativos no Cerrado são limitados em N (BUSTAMANTE et al., 2006). Nos sistemas agrícolas em rotação soja-milho o COT:NT pode estar refletindo o efeito de N residual, pois o manejo desses agroecossistemas inclui a adição de fertilizantes nitrogenados e inoculação de microorganismos simbióticos que apresentam alta eficiência na fixação biológica de N no cultivo de soja (ALVES et al., 2006).

No entanto, em geral, a razão C:N foi cerca de duas vezes maior na matéria orgânica particulada em relação ao solo total (~32 e 15, respectivamente). A redução da relação C/N de frações granulométricas maiores para menores pode ser indicativo do aumento do grau de humificação e/ou resistência à biodegradação. MAGID & KJÆRGAARD (2001) relataram que a MOP consiste principalmente de material derivado da adição recente de resíduos vegetais e a razão C:N mais ampla reflete a dominância de constituintes dos resíduos vegetais (e.g. lignina). Razões C:N mais estreitas refletem a dominância de material mais decomposto e humificado e típicas de organo-minerais (GREGORICH, 2006). Sendo assim, o estreitamento da razão C:N com a diminuição do tamanho da partícula reflete um gradiente de decomposição da MO (FELLER, 1997).

A razão COT:NT de cerca de 14,1 verificada nesse estudo é inferior àquelas relatada por outros estudos nessa mesma região do Cerrado [~20 e ~17 identificados por Jantalia et al., (2007) e Figueiredo et al., (2010), respectivamente], mas são semelhantes aos valores mencionados por Roscoe et al., (2004) em cerrado protegido contra o fogo de Minas Gerais (~14). Em geral, os valores de razão C-MOP: N-MOP média no intervalo de 0-40 cm (29, 35, 32, em VN1, arado de discos e plantio direto, respectivamente) foram menores que aqueles relatados por Figueiredo et al., 2010 (42, 40, 30 em VN1, arado de discos e plantio direto, respectivamente).

Vale ressaltar que as amostras de solo desse SÍTIO I foram coletadas em 2009 e no SÍTIO II em 2010, o que pode ter provocado algumas diferenças não só na razão COT:NT como também da matéria orgânica particulada. Assim, as pequenas diferenças verificadas entre o tratamento VN1 desse experimento de 31 anos e o tratamento VN2 do experimento de 15 anos são decorrentes de diferentes modelos e delineamentos experimentais. No experimento de 31 anos, na parcela de VN1 de referência (i.e. parcela 54) as coletas foram realizadas em triplicatas com 10 amostras simples por profundidade em três pontos amostrais equidistantes em transecção. Em relação ao experimento de 15 anos com delineamento em

blocos ao acaso o tratamento VN2 é composto por 3 parcelas de referência (i.e. parcelas 1, 4, 54) e um ponto amostral por parcela.

O aumento na razão C-MOP:N-MOP nos sistemas agrícolas nesses 31 anos pode ser atribuído a maior contribuição do sistema radicular do milho que tem ampla razão C:N. Esse resultado foi ratificado pela distribuição da abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) na MOP na figura 15.

Ocorreram variações estatisticamente significativas entre o $\delta^{13}\text{C}$ -MOP do VN1 e os demais tratamentos em todo o perfil de 0-40cm (Figura 14). Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre os sistemas de cultivo. As assinaturas isotópicas do VN1 revelaram uma contribuição maior do carbono derivado de plantas C3 no $\delta^{13}\text{C}$ (-26,8, -26,0, -26,5, -26,1, -25,7%) nos intervalos de profundidade 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, e 30-40 cm, respectivamente. Em relação ao VN1, verificou-se um aumento da contribuição de plantas C4 nos sistemas cultivados que repercutiu numa diminuição média de 6% (ou $\delta^{13}\text{C}$ 0,52‰) na negatividade do $\delta^{13}\text{C}$ -MOP. Os sistemas agrícolas, em média apresentaram valores na ordem -24,4, -24,8, -24,8, -25,0, -25,0‰ nos intervalos de profundidade 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, e 30-40 cm, respectivamente.

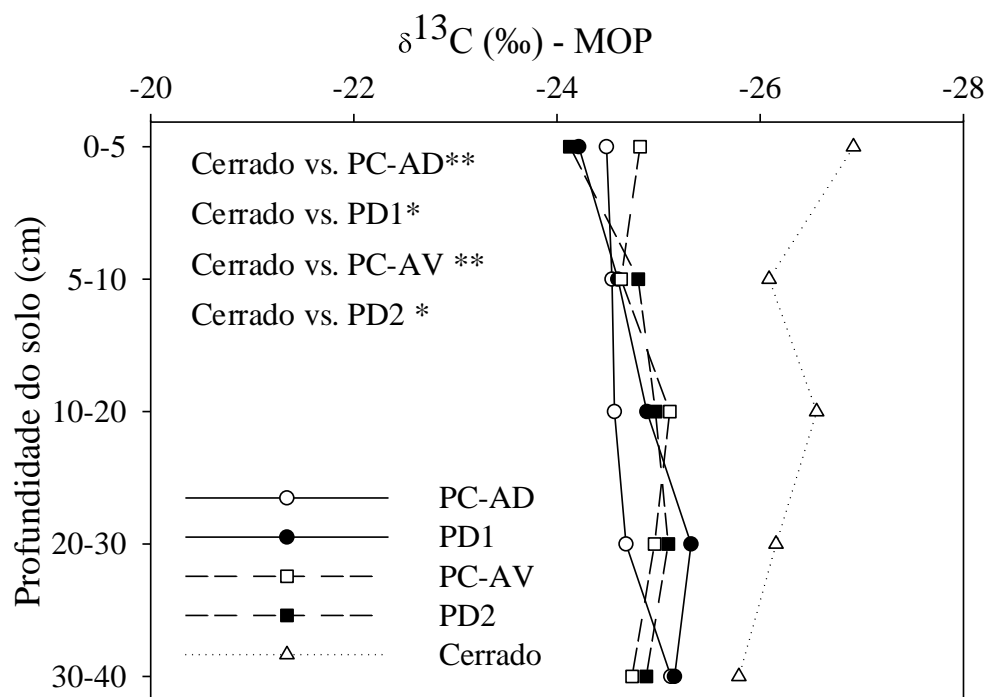


Figura 15. Assinatura isotópica ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) da Matéria orgânica particulada de um Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado. *, ** significativo em todas as profundidades pelo teste t ($>0,05$), ($p>0,01$), respectivamente.

A assinatura isotópica no solo agrícola indica enriquecimento significativo de $\delta^{13}\text{C}$ -MOP em comparação com VN1, o que sugere mudanças na rota fotossintética no sentido do aumento da abundância de C derivado de plantas C4. O solo dos sistemas agrícolas vem sendo conduzido em rotação soja/milho (plantas de rota fotossintética C3 e C4, respectivamente). Sendo assim, o desvio do $\delta^{13}\text{C}$ -MOP para valores menos negativos do que a vegetação natural pode ser atribuído a maior contribuição de resíduos de plantas de milho, uma gramínea anual com sistema radicular fasciculado. Nesse sítio experimental Jantalia et al (2007) também relataram a presença de invasoras representadas por gramíneas C4 do gênero *Brachiaria* spp. Na Figura 15 é possível até mesmo se observar uma inclinação do plantio direto para valores menos negativos no intervalo de 0-5 cm (-24,4 e -24,2 ‰ no PD1 e PD2, respectivamente) que poderia ser atribuída ao maior aporte de resíduos de plantas C4 na superfície do solo. No entanto, 31 anos de manejo não foram suficientes para confirmar essa tendência nos testes de significância estatística.

Não foi objetivo desse estudo a determinação da contribuição proporcional dos resíduos de soja e de milho para a constituição da MOP, e, portanto não foi possível se aplicarem modelos de cálculo de perda de MO da vegetação nativa em função da conversão de vegetação nativa para agroecossistemas. Ainda assim, esses resultados sugerem que em 31 anos de cultivo, houve alterações que podem ser atribuídas à maior contribuição de resíduos de plantas C4 no C-MOP, independente do manejo.

BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

Os teores de carbono da biomassa microbiana (C-BIO) variaram entre 557 mg C kg⁻¹ e 148 mg C kg⁻¹ de solo (Figura 16). No intervalo de 0-40 cm a substituição da vegetação nativa por sistemas de cultivo causou significativa redução média no C-BIO, da ordem de 34,12 e 41 % no PC-AD, PD1, PCAV, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas entre o VN1 e o PD2 (Tabela 16). No intervalo de 0-5 cm, a conversão do VN1 provocou uma redução mais intensa no C-BIO em todos os sistemas de cultivo (47, 32, 54, 27% no PC-AD, PD1, PCAV, PD2, respectivamente) (Tabela 18). Nesse mesmo intervalo, entre os sistemas de manejo agrícola, o plantio direto apresentou maiores teores de C-BIO na ordem PD2=PD1>PC-AV>PC-AD.

Os teores de nitrogênio da biomassa microbiana do solo (N-BIO) variaram entre 53 mg N kg⁻¹ e 11,4 mg N kg⁻¹ de solo (Figura 16). A redução média no N-BIO foi ainda maior que no C-BIO. No intervalo de 0-5 cm de profundidade, o solo sob VN1 armazenou o dobro

de N na forma de biomassa microbiana que a média dos sistemas agrícolas (53 e 25,6 mg C kg⁻¹ no VN1 e média dos sistemas agrícolas, respectivamente); dentre os últimos, em geral o plantio direto apresentou maiores valores de N-BIO que os sistemas convencionais de cultivo na ordem 30,8 > 27,9 ≥ 22,4 = 21,4 mg N kg solo⁻¹ no PD1, PD2, PC-AV e PC-AD, respectivamente. No perfil de 0-40 cm a conversão de VN1 para terras cultivadas reduziu o N-BIO na ordem de 48, 37 45 e 42% no PC-AD, PD1, PCAV, PD2, respectivamente (Tabela 16). Em contrapartida, o tratamento que apresentou maior massa de N por massa de C foi o VN1 (Tabela 18); verificou-se que no intervalo de 0-40 cm a razão C-BIO:N-BIO variou na ordem PD2=PD1≥PC-AD=PC-AV>VN1.

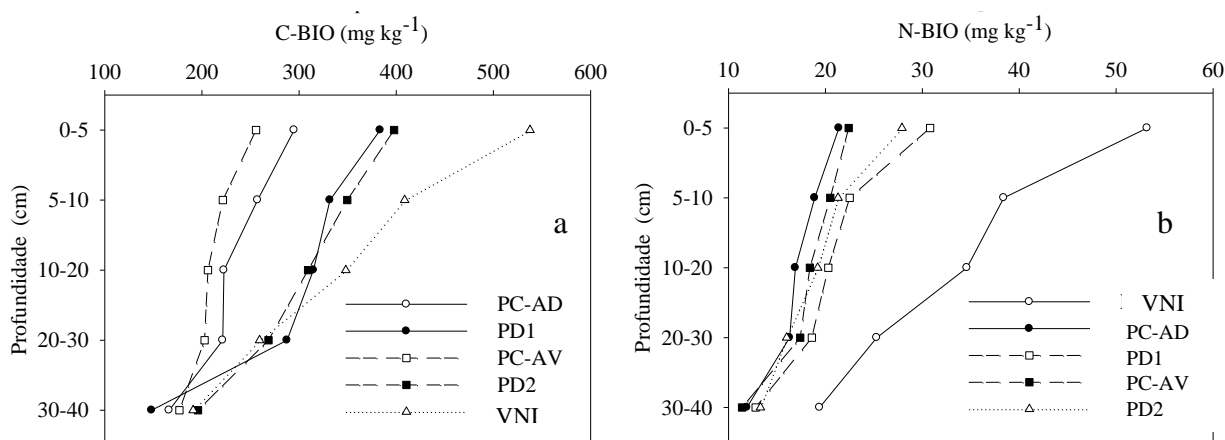


Figura 16. Distribuição da biomassa microbiana no perfil de 0-40 cm de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

a) carbono da biomassa microbiana (C-BIO); b) nitrogênio da biomassa microbiana (N-BIO).

Houve efeito da profundidade tanto no C-BIO como no N-BIO em todos os sistemas de manejo, no entanto, esse efeito foi mais acentuado no VN1, PD1 e PD2 (Tabela 16; Figura 15). Quanto à proporção de COT representada pelo C da biomassa microbiana (C-BIO:COT) não houve efeito significativo da profundidade o que sugere similaridade na disponibilidade de substrato em todo o perfil de 0-40cm entre os tratamentos. No intervalo de profundidade de 0-40 cm, o C-BIO representou menos de 2% do COT na ordem 1,64, 1,45, 1,39, 1,30, 1,21 PD2 = PD1 = VN1 = PC-AV ≥ PC-AD (Tabela 17). Magnitudes de valores semelhantes foram observadas para a razão N-BIO:NT (1,94, 1,13, 1,26, 1,13, 1,16% no VN1 > PC-AD = PD1 =, PC-AV, PD2, respectivamente) (Tabela 16).

Em geral, tanto a magnitude como a porção relativa dos atributos microbianos avaliados nesse estudo estão em conformidade com outros relatos em áreas tropicais (VARGAS & SCHOLLES., 1998; FERREIRA ET AL., 2007; FIGUEIREDO et al., 2007; NUNES et al., 2011).

A redução de C-BIO em função do revolvimento do solo também foi evidenciada em meta-análise que avaliou os efeitos do manejo nos atributos microbiológicos de solos no Brasil. Nessa revisão, a conversão de vegetação nativa para cultivo anual no Cerrado provocou uma redução de 64% no C-BIO. Os autores atribuíram essa redução à alta sensibilidade da comunidade microbiana aos distúrbios do solo no Cerrado (KASCHUK et al., 2011).

De modo geral, a adição de fontes de C ou N pode aumentar a biomassa microbiana do solo (GRAHAM et al., 2002). Ressalta-se, no entanto, que, além dos fatores ambientais, como temperatura, água e O₂, a comunidade microbiana se desenvolve em função das características do substrato orgânico do solo, que, por sua vez, depende das vias de acessibilidade ao C e nutrientes. Nesses termos o metabolismo microbiano depende do efeito seletivo da rizosfera e das fontes de C provenientes dos resíduos culturais, ou das formas de MO disponíveis para decomposição enzimática pelos microorganismos.

A diversidade de espécies da vegetação nativa implica na deposição contínua de substratos orgânicos com composição variada na serapilheira e no sistema radicular, favorecendo maiores teores de biomassa microbiana (MATSUOKA et al 2003). No plantio direto não há revolvimento do solo, e consequentemente, os resíduos não são incorporados favorecendo a acumulação na superfície. Nesse sistema também ocorre o aumento da proporção de C facilmente disponível, especialmente na superfície do solo (BAYER et al., 2002), bem como a diminuição das variações de temperatura e umidade, favorecendo assim o aumento da biomassa microbiana (LEITE et al., 2004). Sobretudo, na ausência de revolvimento do solo a estrutura é preservada. A agregação está fortemente relacionada à proteção física de frações lábeis da MO contra a biodegradação (RESCK et al., 2000). Em macroagregados entre 8,0-2,0 mm coletados na profundidade de 0-5 cm nesse mesmo sítio experimental, o VN1 apresentou teores de carbono prontamente mineralizável duas vezes maiores que no plantio convencional. Os autores atribuíram essa diferença à presença de material rico em compostos orgânicos simples e, portanto, facilmente mineralizáveis na eventualidade da perturbação do solo por revolvimento (MENDES et al., 2003).

Tabela 18. Atributos microbiológicos de um Latossolo Vermelho argiloso em diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

Profundidade (cm)	Tratamento				
	VN1	PC-AD	PD1	PC-AV	PD-2
C-BIO ¹ (mg kg ⁻¹)					
0-5	557Aa ²	295Ca	383Ba	256Da	408 Ba
5-10	409Ab	257Cab	332Bab	222Cab	356Aab
10-20	348Ab	223Bb	315Bab	206Bab	318Aab
20-30	259Ac	222Abc	288Ab	203Ab	272Abc
30-40	191Ac	160ABc	148Bc	180Ab	196Ac
0-40	320A	220C	277B	207C	292AB
N-BIO (mg kg ⁻¹)					
0-5	53,2Aa	21,4Ca	30,8Ba	22,4Ca	27,9Ba
5-10	38,4Ab	18,9Bab	22,5Bb	20,5Ba	21,3Bab
10-20	34,6Ab	16,9 Bb	20,3Bb	18,4Ba	19,2Babc
20-30	25,3Ac	16,3Bbc	18,6Bbc	17,4Bab	16,0Bbc
30-40	19,4Ac	11,9Bc	12,8Bc	11,4Bb	13,3Bc
0-40	31,3A	16,3B	19,6B	17,2B	18,28B
CBIO:NBIO					
0-5	10,47Ba	13,79Aa	12,44Aa	11,43Aa	14,62Aa
5-10	10,65Ba	13,60Aa	14,76Aa	10,83Aba	16,71Aa
10-20	10,06Ca	13,20Ba	15,52ABa	11,20Ba	16,56Aa
20-30	10,24Ba	13,62Aa	15,48Aa	11,67Aa	17,00Aa
30-40	9,85Ba	13,45Aa	11,56ABa	15,79Aa	14,74Aa
0-40	10,18C	13,49AB	14,04AB	12,45B	15,99A

¹ (C-BIO) carbono da biomassa microbiana; (N-BIO) nitrogênio da biomassa microbiana; (CBIO:NBIO) razão C:N da biomassa microbiana. ² Médias seguidas da mesma letra maiúscula na linha, e, minúscula, na coluna indicam que não há diferenças significativas pelo teste *t* (*p*<0,05).

Os valores de C-BIO:COT variaram entre 1 e 1,8% (Tabela 19) e estão em conformidade com as porcentagens de 1 a 4% relatadas por JENKINSON & LADD, (1981) e ANDERSON & DOMSCH, (1989). Entretanto, a razão N-BIO:NT verificada nesse estudo permaneceu entre 1 a 2%, e, portanto, abaixo do limite de 2 a 6%, relatada por JENKINSON, (1988) para climas temperados (Tabela 19).

Tabela 19. Contribuição relativa Carbono da biomassa microbiana (C-BIO) no Carbono orgânico total de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

Profundidade (cm)	Tratamento				
	VN1	PC-AD	PD1	PC-AV	PD-2
	%				
0-5	1,62 ¹	1,04	1,70	1,31	1,77
5-10	1,97	1,29	1,70	1,21	1,96
10-20	1,30	0,94	1,65	1,21	1,66
20-30	1,42	1,28	1,65	1,28	1,71
30-40	0,84	0,77	0,80	1,10	1,10
0-40	1,34	1,04	1,45	1,21	1,59

¹ porcentagem do C total do solo representado pelo C da biomassa microbiana.

Maior aporte de substrato orgânico superficial, e, portanto, maior teor de C-BIO nas camadas superficiais, com redução nas camadas mais profundas de solos sob plantio direto, tem sido verificado por vários autores em solos de diversas regiões do mundo (ALVAREZ et al., 1997; BALOTA et al., 1998; FIGUEIREDO et al., 2007).

A porcentagem de C do solo armazenado na biomassa microbiana sofre a influência de diversos fatores, incluindo clima, manejo e potencial de estabilização do C orgânico pelo solo. Sendo assim, esse referencial depende de situações específicas e costuma ser menor em regiões tropicais do que nas temperadas (SÁ et al., 2001). Foram relatadas percentagens de C-BIO no COT de cerca de 0,79 a 1,59% no sul do Brasil (COLOZZI-FILHO et al., 2005) e 0,93 a 1,7% no Cerrado (FERREIRA et al., 2007; PULROLNIK et al., 2009; LOURENTE et al., 2011). Os valores da razão C-BIO:N: BIO variaram de 7,1 a 16,9 situando-se dentro da faixa registrada na literatura para o Cerrado (FIGUEIREDO et al., 2007). Em estudos com 38 solos da Alemanha, JOERGENSEN et al (1995) encontraram variação nessa relação entre 5,4 e 17,3. A razão C-BIO: N: BIO é frequentemente usada para descrever a estrutura e o estado da comunidade microbiana (MOORE et al., 2000). Ela tem implicações importantes para o estoque da MOS (GUGGENBERGER et al., 1999) e pode explicar a dinâmica entre N lábil e N componente estrutural dos compostos recalcitrantes da MO (STEVENSON, 1994).

Nesse estudo, cerca de 2% do N total estava armazenado na biomassa microbiana no solo sob cerrado à época da coleta das amostras (novembro), enquanto que nos sistemas cultivados esse valor foi menor que 1,3% (Figura 17). Esses resultados destacam o importante papel do componente microbiano no controle e disponibilidade de N através de processos de

imobilização e mineralização no Cerrado (VARGAS & SCHOLLES, 1998; PARRON et al., 2011).

No que se refere à distribuição das frações de C no solo, entre 13 e 18% do C está armazenado na fração de solo tamanho areia ($>53\ \mu\text{m}$), e entre 1,2 e 1,7% pelo C presente na biomassa microbiana (Figura 16). Portanto, mais de 80% do C da MO se encontra na forma residual que, a princípio, pode ser atribuída ao carbono associado a minerais.

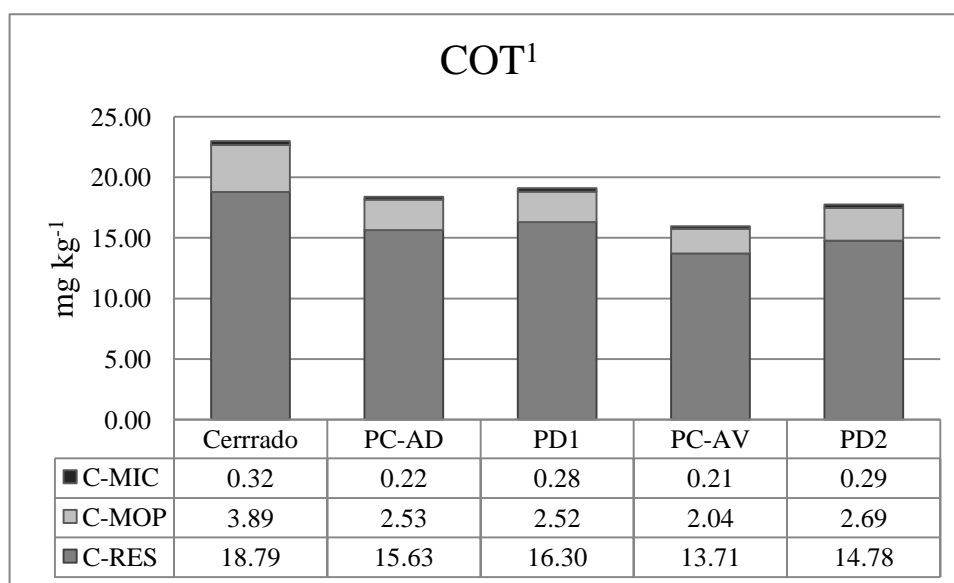


Figura 17. Concentração de C em compartimentos de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

¹ (C-MIC) carbono da biomassa microbiana; (C-MOP) carbono na matéria orgânica particulada; (C-RES) carbono residual: $\text{C-RES} = \text{COT} - (\text{C-MOP} + \text{C-BIO})$.

Entre 4 e 8,4% do N está armazenado na fração do solo tamanho areia ($>53\ \mu\text{m}$), e entre 1,1 e 2% pelo N presente na biomassa microbiana (Figura 18). Portanto, mais de 90% do N se encontra na forma residual. Uma pequena proporção do N residual pode representar N mineral na forma de nitrato ou amônio, o restante desse N está associado à organo-minerais.

Esses resultados podem estar associados a maior resistência à decomposição do carbono e nitrogênio associados a minerais em Latossolos argilosos. Nesses solos, a proteção física da MO dificulta alterações estruturais consistentes nos complexos organo-minerais mesmo sob plantio convencional.

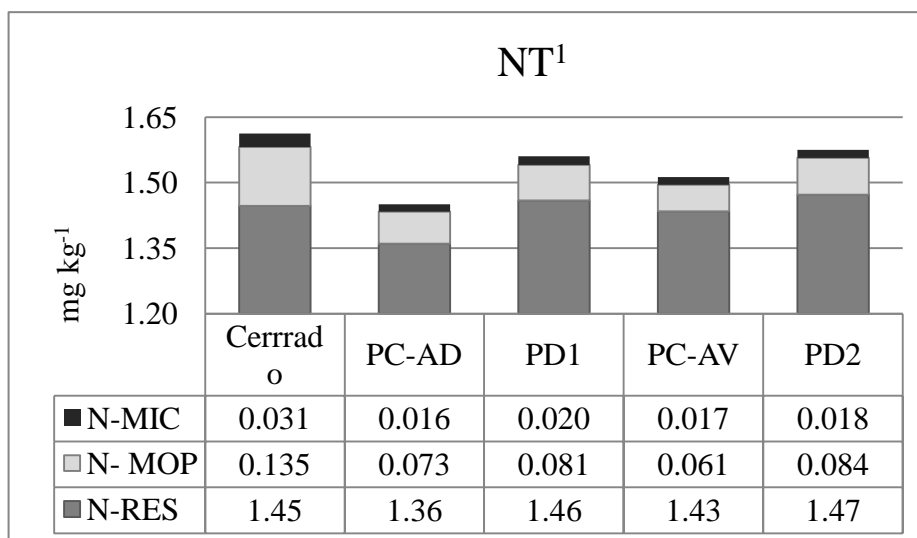


Figura 18. Concentração de N em compartimentos de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

¹ (N-MIC) nitrogênio da biomassa microbiana; (N-MOP) N na matéria orgânica particulada; (N-RES) nitrogênio residual: N-RES = NT-(N-MOP+ N-BIO).

Alguns autores têm demonstrado que ainda existem diferenças na composição da MO entre as frações silte e argila, e que parte dessa MO pode estar em formas mais disponíveis para a decomposição (BALDOCK et al., 1997; GREGORICH et al., 1995; BALESIDENT et al., 1998;). As frações <53 µm, entretanto, são amplamente dominadas por organo-minerais (FELLER & BEARE, 1997) e, portanto, mais resistentes à decomposição.

Em clima tropical o uso frequente de revolvimento do solo com arado de discos aumentou a participação relativa de C associado a minerais em Latossolos Vermelhos de textura argilosa com altos teores de óxidos de ferro (BAYER et al., 2004; FIGUEIREDO et al., 2010). Há evidências de que não há mudanças nas quantidades absolutas de microagregados estáveis e nem de C armazenado nessa fração quando esses solos são perturbados por revolvimento (BAYER, 1996; RESCK et al., 2000; 2006; MENDES et al., 2003) o que foi atribuído à estabilidade conferida por óxidos de Ferro e caulinita (GONZÁLES PERES, 2004).

Já foi discutido nesse capítulo que a razão COT:NT mais estreita do que a razão C-MOP: N-MOP verificadas no Latossolo objeto desse estudo refletem o aumento da humificação em função da diminuição do tamanho da partícula (GREGORICH, 2006). Complementarmente, nessa mesma área de cerrado o teor de carbono mineralizável e a atividade da enzima β-glucosidase nos macroagregados foram significativamente superiores (1,8 vezes) que nos microagregados (MENDES et al., 2003) o que os autores atribuíram à disponibilidade de resíduos orgânicos de origem vegetal. Portanto, esses resultados permitem

sugerir que a fração tamanho areia tem maior contribuição de resíduos vegetais enquanto que a fração silte-argila é dominada por produtos da síntese microbiana.

Ainda assim, diferentes tipos de proteção do C são atribuídas às partículas silte a argila do solo. Dentre os recursos secundários, os compostos das substâncias húmicas ricos em alquil C tem afinidade preferencial à fração tamanho argila formando húmus alifático. Tanto o alquil como aril-C favorecem a incorporação de carbono também na fração silte; por esse motivo, frequentemente essa fração está associada a substâncias húmicas de caráter mais aromático (BALDOCK et al., 1992; BALDOCK & SKJEMSTAD 2000).

SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

Os espectros de ^{13}C CP-MAS NMR das substâncias húmicas apresentaram configuração típica de ácidos húmicos com perda de resolução em função da complexidade estrutural derivada do processo de humificação (Figura 19; PRESTON et al., 1994). As ressonâncias foram divididas em regiões que correspondem a sinais típicos de diferentes grupos funcionais. Em seguida, as áreas sob os sinais foram integradas para efeito de cálculo da distribuição relativa de C por grupo funcional.

A região que fica em torno de 0-110 ppm geralmente é dividida entre 0-50 e 50-110 ppm, que representam os sinais de C de compostos orgânicos alifáticos alquila-C e alquila oxigenado (O-alquila-C), respectivamente. O C ligado a compostos aromáticos/fenólicos (C-aromático) é representado na região 110-165 ppm. Entre 165-190 ppm, atribuem-se os sinais ao radical -COOH e amidas (C-carboxílico) (PRESTON et al, 1996; BALDOCK et al., 1992; BALDOCK & SKJEMSTAD, 2000; PICOLLO, 2002; GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2004; ROSCOE et al., 2004; DICK et al., 1999).

Quanto ao aspecto geral dos sinais nos espectros de ^{13}C CP-MAS NMR, a ressonância em 17 ppm pode ser atribuída a grupos terminais -CH₃ e o sinal intenso com pico a 28-30 ppm pode ser atribuído a alifáticos de cadeia longa de origem vegetal e microbiana, como cutina e suberina (NIEROP et al., 1999).

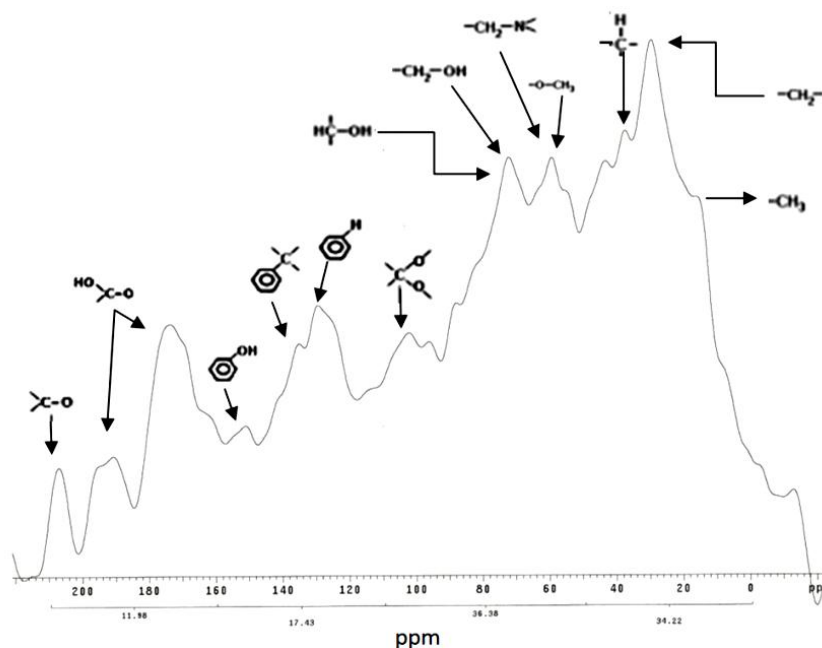


Figura 19. Espectro ^{13}C de substâncias húmicas do solo no “VN1” (cerrado sentido restrito no intervalo de profundidade de 0-10 cm) em estado sólido utilizando a técnica de polarização cruzada e rotação no ângulo mágico (^{13}C -CPMAS-NMR) e grupos funcionais associados as bandas correspondentes (Adaptado de SKJEMSTAD, et al., 1998)

De acordo com KÖGEL-KNABNER (1997) o grupo O-alkila-C está dividido em três subgrupos: sinais entre 45 e 60 ppm podem ser atribuídos a carboidratos C6 e aminoácidos; de 60-90 ppm incluem-se estruturas derivadas de carboidratos (C2 e C3) das hexoses, álcool e aminoácidos; entre 90-110 o C anomérico de carboidratos e C2 e C6 dos grupos lignina siringil (i.e. lignina de angiospermas). Assim, os sinais verificados na Figura 19, entre 38 e 42 ppm indicam contribuições tanto de C-alkila como de aminoácidos. Grupos metoxílicos na lignina e o C adjacente de grupos amina em proteínas apareceram ao redor de 58 ppm com um ombro em torno de 55 ppm que pode também representar aminoácidos.

Os sinais entre 61 e 104 ppm representam não só carboidratos, mas também outros C alifáticos ligados ao oxigênio. O sinal próximo a 70 ppm pode ser atribuído ao C oxigenado de carboidratos (BALDOCK et al., 1992; GONZALES PERES, 2004).

A região aromática exibiu sinal com pico largo próximo a 132 ppm que pode ser atribuído a C alquil-aromático (Figura 19). O sinal próximo de 150 ppm representa OH fenólico ou NH_2 ligados a C aromático. Os sinais largos em 170 e 190 ppm são atribuídos a grupos carboxílicos (CO_2H), amidas ou ésteres (MAHIEU et al., 1999). Entre 190 e 220 aldeído e cetona podem estar presentes (BALDOCK & SKJEMSTAD, 2000).

O processo de humificação implica na degradação de compostos lábeis e acúmulo de material quimicamente recalcitrante. Com o avanço da humificação o conteúdo de grupos

carboxílicos e aromáticos aumenta enquanto que os grupos O-aromáticos e metoxilas diminuem já que esses últimos são constituintes da lignina que tem seu conteúdo reduzido com as transformações da MO (KÖGEL-KNABNER et al., 1988). Essa propriedade química de resistência à decomposição inerente a algumas moléculas associadas a complexos aromáticos é definida como recalcitrância (SOLLINS et al., 1996; KLEBER, 2010).

A lignina é um polímero de natureza aromática com alto peso molecular que tem como base estrutural unidades de fenil-propano e durante o processo de degradação oxidativa da lignina, observa-se uma diminuição na intensidade dos sinais atribuídos a grupos aromáticos oxigenados (145-165 ppm) e metoxílicos (50-62 ppm) (GUGGENBERGER et al., 1994). Embora ainda existam algumas controvérsias em relação à origem dos anéis aromáticos C-substituídos encontrados em estruturas aromáticas recalcitrantes, em geral parte-se do pressuposto de que a degradação dos anéis aromáticos da lignina leva à diminuição dos grupos aromáticos oxigenados e do pico atribuído a grupos aromáticos desse material (112-120) com a concomitante conversão dos picos aromáticos a um pico simples e largo em torno de 130 ppm atribuído a C aromáticos C-substituídos (GUGGENBERGER et al., 1994).

Outra região que costuma apresentar diminuição de intensidade durante o processo de humificação é aquela atribuída a grupos alifáticos oxigenados (50-110ppm) visto que nessa região ocorrem os sinais atribuídos aos compostos de fácil degradação microbiana, tais como aminoácidos (53 ppm) carboidratos da celulose e hemicelulose (64, 74, 85, 105 ppm) (CATROUX & SCHNITZER 1987) bem como a metoxila de lignina (58 ppm) que já foi discutida no parágrafo anterior (GUGGENBERGER et al., 1994).

Na figura 19, de maneira geral grande proporção de C se encontra nessa região do C-alquila-O visto que há contribuições importantes de carboidratos da celulose (O-alquila e di-O-alquila – ~70 ppm) peptídeos e lignina (metoxila e ou C proteico - ~ 58 ppm). Complementarmente, pode-se verificar um pico simples e alargado em 132 ppm para toda a região aromática que pode ser atribuído ao processo de modificação dos anéis aromáticos de lignina (GUGGENBERGER et al., 1994) ou a material carbonizado indistinto (SKJEMSTAD et al., 1999).

Em termos de distribuição relativa de C por grupo funcional verificou-se que em todos os sistemas de manejo, incluindo o VN1, os sinais mais pronunciados nos espectros do ^{13}C CP-MAS NMR foram constatados na região entre 0-110 ppm (Tabela 20); o grupo C alquila

(0-45 ppm) contribuiu para 44, 36, 51% do C nos tratamentos VN1, PD1 e PC-AD, respectivamente. O O-alquila-C foi o segundo grupo mais abundante (21, 36, 30% no VN1, PD1 e PC-AD, respectivamente). Em seguida, cerca de 17, 16 e 14% do C foi verificado na forma aromática. O C associado ao grupo carboxílico representou em torno de 11-12% do C das substâncias húmicas (Tabela 20).

As substâncias húmicas no VN1 e PD1 aparentam maior grau de oxidação que no PC-AD, o que pode ser evidenciado pelos maiores valores de alquil C e mais reduzidos de O-Alquil C (Tabela 20). Em contrapartida, no PC-AD houve uma redução do C ligado a O-alquil e um aumento do grupo Alquil C que sugere perda de compostos mais facilmente decomponíveis (i.e. carboidratos) e um acúmulo relativo maior de metileno em compostos alifáticos de cadeia longa, que pode ser observado na figura 19 (sinal entre 28 e 30 ppm) (ROSCOE et al., 2004). Dentre esses últimos, NIEROP et al (1999) enfatizam a importância de polímeros de cutina e suberina. Esses polímeros seriam bastante recalcitrantes e poderiam ser acumulados durante a decomposição da MO do solo (PRESTON et al., 1989; NIEROP et al., 1999).

Tabela 20. Proporções de diferentes grupos funcionais (%) presentes nos espectros de ^{13}C -CPMAS-NMR, e os índices derivados de aromaticidade (*A*), hidrofobicidade (*H*) e razão alquila/alquila oxigenada em Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

Tratamentos	Alquila C 0-50 ppm	O-Alquila C 50-110 ppm	C-Aromático 110-165 ppm	C-Carboxílico 165-190 ppm	<i>A</i> ¹	<i>H</i>	C:O
%							
AD-PC¹	50,9 (10,8)	21,1 (2,5)	17,0 (3,5)	10,9 (0,9)	0,21	2,12	2,42
PD1	35,7 (10,4)	35,6 (4,4)	16,4 (4,8)	12,4 (1,5)	0,20	1,09	1,01
VN1	43,7 (9,0)	30,1 (6,6)	13,6 (3,3)	12,5 (0,4)	0,16	1,40	1,54

¹ *A*: aromaticidade [$A = \text{C-aromático} / (\text{C-alquil} + \text{C-alquil-O} + \text{C-carboxílico})$]; *H*: hidrofobicidade [$H = (\text{C-aromático} + \text{C-alquil}) / (\text{C-carboxílico} + \text{C-alquil-O})$]; C:O: C-alquil/C-alquil-O.

O material recalcitrante altamente aromático representou em torno de 11% do C, e a proporção relativa de grupos aromáticos foi semelhante nos dois sistemas cultivados, (*A* = 0,21 e 0,20 em PC-AD e PD1, respectivamente) e um pouco mais reduzida na área nativa (*A* = 0,16). Há relatos de aumento da aromaticidade após a conversão de áreas nativas em terras cultivadas em clima temperado (MAHIEU et al., 1999), e no Cerrado (GONZÁLES-PÉRES et al., 2004). Em termos relativos, no solo cultivado, as maiores diferenças no que diz respeito

ao efeito do manejo sobre o C das substâncias húmicas foram observadas no C alquil (50 e 36% em PC-AD e PD1, respectivamente) (Tabela 20).

Sinais mais pronunciados de alifáticos da MO do solo são encontrados em solos altamente intemperizados no Brasil (DICK et al., 1999; GONZÁLES-PÉRES et al., 2004; ROSCOE et al., 2004). Em um grupo de Latossolos no Rio Grande do Sul, DALMOLIN et al (2006) verificaram a predominância de grupos O-alquila (29-51%), seguidos por alquila (19 a 29%) e C aromático (13-32%); o grupo carboxílico (carbonil) contribuiu para menores proporções (~12%) da composição total do C do solo.

Historicamente, os modelos de ciclagem de C no solo têm atribuído os maiores tempos de residência ao C recalcitrante aromático (ou refratário) (FALLOON & SMITH, 2000). Esses reservatórios (i.e. aromáticos) com tempo de residência maior representariam a maior parte do C armazenado no solo (DAVIDSON & JANSSENS, 2006).

A despeito dessas premissas de maior labilidade nesse Latossolo argiloso por conta de menor aromaticidade apresenta uma redução de não mais do que 20% nos teores de carbono total do solo em 31 anos de revolvimento com arado de discos (Tabela 16). Os resultados apresentados na Tabela 17 confirmam que acima de 80% da MO está na forma residual, e provavelmente associada a minerais, o que a tornaria mais resistente a decomposição. Esses indicativos de escassez de substrato disponível para a decomposição foram reforçados pela redução de 31% no C e 48% no N da biomassa microbiana no sistema convencional de manejo PC-AD em relação ao VN1 (Tabela 17).

Nesse Latossolo Vermelho argiloso, objeto desse estudo, em todos os tratamentos, incluindo o VN1, a maior parte das substâncias húmicas poderia ser atribuída a metileno em compostos alifáticos de cadeia longa (i.e. cutina e suberina) e oxigenados (Tabela 20 e Figura 18). Além disso, um enriquecimento acentuado de C-alquil sugere grandes quantidades de C microbiano-derivado associado à fração argila (GUGGENBERGER et al., 1994). Se esse Latossolo é resiliente a perdas de C mesmo após 31 anos de revolvimento e, no entanto, grande parte do C se encontra em fórmulas moleculares não aromáticas, então, existem mecanismos mais preponderantes que a aromaticidade impedindo a decomposição da MO.

Estudos têm demonstrado que nos Latossolos argilosos no Brasil os compostos alifáticos são mais protegidos pelas associações organo-minerais, o que não ocorre em solos

de textura mais grosseira que costumam apresentar maiores proporções de estruturas aromáticas (GONÇALVEZ, 2003; DICK et al., 2005; SANTANA et al., 2011).

Em relação a esse tema, um número cada vez maior de publicações discute a contribuição da recalcitrância química como mecanismo de estabilização do C no solo ao mesmo tempo em que enfatizam outros mecanismos de estabilização que desacoplam a recalcitrância química da idade do C (HEDGES & OADES, 1997; MAYER & XING, 2001; TRUMBORE, 2000, 2009; DICK et al., 2005). Além disso, alguns artefatos relativos aos métodos de extração e fracionamento das substâncias húmicas não podem ser ignorados [i.e. frações solúveis em meio alcalino das substâncias húmicas altamente aromáticas requerem a presença de grupos hidrofílicos (KRAMER et al., 2004)].

É importante destacar evidências de que não foram encontrados materiais com características atribuídas a produtos altamente humificados, como lignina e compostos fenólicos, na maioria dos constituintes de associações organo-minerais (KLEBER et al., 2010) incluindo aqueles com uma taxa de reciclagem de mais de 600 anos.

Em contraposição, há indícios de que a MO em associação com a superfície dos minerais se apresenta enriquecida com C alquil-O e C-carboxílico, que são consideradas estruturas menos recalcitrantes (MAHIEU et al., 1999). A exemplo dessa associação, em partículas de caulinita e óxidos de ferro foi verificada a ocorrência de estruturas ricas em polissacarídeos e pobres em grupos aromáticos (DICK et al., 1999) o que se repetiu na estabilização de carboidratos complexados na superfície de óxidos de Al (PARFITT et al., 1997, 1999).

Há evidências de um papel especial de material derivado de microorganismos na estabilização da MO e, portanto, na dinâmica do carbono no solo. Simpson et al (2007) identificaram a contribuição de grandes quantidades de compostos proteicos e peptídeos derivados de microorganismos nas substâncias húmicas. BALDOCK et al. (1992) atribuíram a síntese de C alquila, C-alquila-O e C-carboxílico à atividade microbiana; os autores arguíram que o C O-alkil é de estruturas químicas compatíveis com alto conteúdo de polissacarídeos tipicamente encontrados em tecidos vegetais e microbianos (celulose, hemicelulose, quitina, peptidoglicanos etc). A associação desses grupos com silicatos de alumínio tem consistência lábil, embora revelem uma idade relativamente antiga (RASMUSSEN et al., 2006. No Cerrado, NEUFELDT et al., (2002) sugerem que 85% dos

polissacarídeos encontrados na fração tamanho argila são de origem microbiana e 75% de origem extracelular. Os autores ainda complementam que esses polissacarídeos são fundamentais para o processo de agregação do solo, o que não ocorre nos produtos da oxidação da lignina. As glicoproteínas derivadas de hifas de micorrizas arbusculares (i.e. glomalinas) e peptídeos adsorvidos aos óxidos minerais contribuem para a formação de agregados relativamente persistentes à degradação microbiana (KNICKER, 2010).

Em síntese, o conceito de que a MO é composta principalmente por material altamente humificado está sendo amplamente discutido. Alguns estudos realizados com traçadores isotópicos relatam inclusive que o carbono mais novo não difere do carbono mais antigo em termos de composição química (PAUL et al., 2006) ou, que há uma tendência de que com o aumento da idade da MO fique menos quimicamente recalcitrante (MAO et al., 2000).

Em nosso estudo, a degradação microbiana da matéria orgânica do solo levou ao acúmulo de estruturas parafínicas (C alquila – 0-50 ppm, sobretudo no PC-AD; Figura 19), quer seja aquela de origem vegetal (cutina e suberina) que são resistentes à degradação microbiana ou aquela da neo-síntese microbiana (BALDOCK et al., 1990; 1992). A associação desses biopolímeros nessa rede parafínica hidrofóbica e a incorporação de C-alquil-O (peptídeos e polissacarídeos) nos microagregados podem estar agindo como mecanismos de proteção do C (BALDOCK & SKJEMSTAD, 2000).

Entretanto, mesmo que nesse Latossolo Vermelho argiloso, tudo indique que o material mais aromático tenha contribuído com menores proporções de C, ainda assim essas estruturas, mesmo em pequenas quantidades, podem ter um papel fundamental na estabilização da MO do solo em partículas de argila coloidal com tempo de residência de mais de 1000 anos (SCHNITZER & MONREAL, 2011).

Essa estrutura em associação molecular com carboidratos, proteínas, lipídios e N-heterocíclico podem ser modificadas. Esse processo pode ocorrer por polimerização formando macromoléculas humificadas de composição química diversa (SCHNITZER & MONREAL, 2011), ou por vários tipos de associações supramoleculares que seriam estabilizadas por forças físico-químicas mais fracas que ligações covalentes, como pontes de hidrogênio e van der Waals (i.e. interações hidrofóbicas específicas) (PICCOLO et al., 2001; PICCOLO et al., 2003).

A alta energia de adsorção aos minerais da matriz do solo e as propriedades antimicrobianas e hidrofóbicas dessas moléculas biossintetizadas, minimizam o potencial de decomposição por microorganismos, o que poderia favorecer a estabilização em longo prazo.

CONCLUSÕES

- Portanto, o material recalcitrante pode ser atribuído principalmente a compostos alifáticos, em especial cadeias polimetilênicas o que pode ser derivado da cutina ou suberina. Essa composição pode reforçar a hidrofobicidade da MO diminuindo o potencial de decomposição por microorganismos.
- A resistência da MO desse Latossolo à decomposição também pode ser atribuída à alta energia de adsorção aos minerais da matriz do solo, visto que, independente do manejo, acima de 80% da MO se encontrava na fração <53 μm .
- Após 31 anos de manejo, o aumento relativo de armazenamento da MO na fração organo-mineral e a aceleração da mineralização da MO da fração >53 μm proporcionaram a reduções entre 30-50% no C da biomassa microbiana em sistemas de manejo convencionais e menores de 10% em plantio direto.

CAPÍTULO IV. ESTIMATIVAS DE ADIÇÃO E REMOÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SISTEMA SOLO-PLANTA APÓS 31 ANOS DE CULTIVO

INTRODUÇÃO

Transformações de áreas de vegetação natural em áreas de cultivo podem contribuir para alterações no ciclo do carbono global. No Cerrado estima-se que entre 2002 e 2008 foram emitidos em torno de 64 Tg c ano^{-1} relativos à perda de 7,5% de sua cobertura vegetal remanescente, com uma taxa média anual efetiva de desmatamento na ordem de 0,7% ao ano [$1.420.000 \text{ ha ano}^{-1}$] (MMA/IBAMA/PNUD, 2009).

Esse mesmo levantamento identificou que em 2008 a região apresentava 85 milhões de hectares sob diferentes usos da terra, o que corresponde a cerca de 48% da área total desse Domínio, estimada em 204 milhões de hectares. As duas classes de uso mais representativas são as pastagens cultivadas e as culturas agrícolas (SANO, 2008) que contribuem com cerca de 58 % da produção de soja em grão do Brasil (RESCK et al., 2008).

A conversão de sistemas naturais para a agricultura envolve um elenco de atividades que afetam as taxas de adição e decomposição da matéria orgânica (MO), que é especialmente acelerada pela perturbação física causada por implementos no preparo do solo. A contínua perturbação da MO proporciona aumentos da emissão de CO_2 ; por outro lado, a conversão de preparo do solo com arados para o plantio direto pode resultar em sequestro de carbono e melhoria da qualidade do solo (LAL et al., 2006).

Nesse contexto torna-se relevante uma breve discussão introdutória sobre pressupostos e conceitos relacionados aos aspectos biogeoquímicos do carbono no solo. É importante distinguir a noção clássica de armazenamento de carbono no solo associado unicamente a fluxos de CO_2 da noção de sequestro de carbono no solo. Este último leva em consideração o balanço total de diferentes gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 , N_2O , etc.) e é calculado na base de CO_2 equivalente (FELLER et al., 2006). Em alguns casos, o armazenamento de carbono varia bastante em relação ao sequestro de carbono no solo. Em revisão destacou-se em climas temperados o aumento do armazenamento de carbono no solo em plantio direto quando comparado ao plantio convencional; mas esse sistema de plantio direto também causou o aumento das emissões de N_2O (expresso em relação ao C- CO_2 equivalente), o que pode refletir em um aumento no potencial de aquecimento global (SIX et al., 2002).

Quando essa questão é considerada, torna-se evidente que o termo “sequestro de carbono” deve ser utilizado com cautela, ou no mínimo, mediante uma definição bastante clara, especialmente em publicações onde o conceito engloba apenas a quantificação do armazenamento de carbono e o balanço de CO₂. Sendo assim, nesse capítulo utilizaremos tanto para C como para N, os termos: “armazenamento” quando se referindo a acumulação no sistema solo-planta; “adição” para a entrada no sistema solo-planta; “remoção” indicando a saída do sistema solo-planta; “exportação” para a saída na forma de grãos; “balanço” referindo-se a diferença entre as entradas e saídas do sistema solo-planta nas formas moleculares.

Nesse contexto, o objetivo desse capítulo foi estimar as adições e remoções de carbono e nitrogênio no sistema solo-planta após 31 anos de substituição de vegetação nativa de Cerrado por agroecossistemas.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido nos campos experimentais da Embrapa Cerrados, localizados em Planaltina-DF (15°35'30"S e 47°42'00"W) com altitude de 1.014. Todos os tratamentos foram instalados em um Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999) de textura argilosa com cerca de 45% de argila. O clima da região corresponde ao tipo Aw (tropical chuvoso), segundo classificação de Köppen, com presença de invernos secos e verões chuvosos (vide descrição no Capítulo I).

Nesse estudo, foi avaliado um experimento de longa duração instalado na Estação Experimental da Embrapa Cerrados que completou 31 anos em 2009 (SÍTIO I) que avalia diferentes sistemas de manejo em uma rotação leguminosa-gramínea instalado em 1979 (vide descrição detalhada do histórico e coleta de solo no Capítulo I). Os sistemas de manejo estudados foram:

PC-AD: Preparo com arado de discos com o solo revolvido a uma profundidade de aproximadamente 25 cm com arado de discos uma vez ao ano seguido de grade niveladora no início do período chuvoso e época do plantio (outubro/novembro).

PC-AV: Preparo com arado de aivecas pré-plantio (o solo é revolvido com arado de aivecas a profundidades maiores – até 40 cm - uma vez ao ano, seguido de grade niveladora, na época do plantio da cultura (outubro/novembro).

PD1: Preparo com arado de discos no primeiro ano. A partir do segundo ano, utilizou-se o cultivo plantio direto, com alternância anual de gramíneas e leguminosas.

PD2: Preparo com arado de aivecas no primeiro ano. A partir do segundo ano, utilizou-se o cultivo plantio direto, com alternância anual de gramíneas e leguminosas.

“VN1” (Vegetação nativa): Área de cerrado sentido restrito protegida de fogo adjacente à área experimental, utilizada como ambiente de referência: parcela 54.

Conversão do Cerrado

A quantificação do C do cerrado “em pé” foi estimada com base em dados secundários considerando a similaridade fitofisionômica da área de cerrado referência desse estudo (VN1) com outros estudos realizados no Distrito Federal. Os estoques de C foram calculados pelo fator de densidade de carbono 0,47 padrão sugerido pelo IPCC (2006).

A vegetação nativa utilizada como referência nesse estudo pode ser caracterizada como “cerrado *sentido restrito* denso”. Deste modo, o C da biomassa do VN1 foi calculado com base em dados secundários compatíveis (CASTRO & KAUFFMAN, 1998; ABDALA et al 1998; MIRANDA, 2012). No Distrito Federal, CASTRO & KAUFFMAN (1998) estudaram o gradiente vegetacional e encontraram valores de biomassa aérea que variou de 5,5 Mg.ha⁻¹ a 24,9 Mg.ha⁻¹, com a biomassa arbórea significativamente maior no cerrado denso. Já a biomassa subterrânea variou de 16,3 Mg.ha⁻¹ em campo limpo a 52,9 Mg.ha⁻¹ em cerrado denso. ABDALA et al (1998) estimaram a biomassa aérea para os componentes lenhoso, herbáceo e serapilheira de cerrado típico em 26,0, 5,6 e 5,2 Mg. ha⁻¹, respectivamente (Figura 24).

As emissões devido ao desmatamento do VN1 foram calculadas com base no abate (retirada) da vegetação e uso como combustível de biomassa (BRASIL, 2006). O abate da vegetação é realizado por correntes ou cabos de aço arrastadas pelas extremidades com tratores de esteiras equipados com lâminas dianteiras, em duas passagens: uma de tombamento e outra de arrepio para completar o arrancamento da vegetação. Após a derrubada da vegetação natural, faz-se o corte da biomassa de troncos e galhos grossos em peças de 0,90 a 1,0 m, com o uso de motosserras. Procede-se a remoção da matéria prima que será aproveitada para lenha ou carvão (combustível de biomassa). As atividades posteriores

consistem no empilhamento do restante do material lenhoso derrubado - galhos finos e parte das raízes - com lâmina frontal enleiradora (ancinho enleirador) e queima. Quando ainda permanecem na área pedaços de raízes, tocos e galhos, realiza-se a catação manual e amontoamento deste material em pequenas coivaras, para serem queimadas posteriormente. Os resíduos da queima são amontoados e novamente queimados (TESTA, 1983; PAIVA, 1995).

Nesse estudo, considerou-se que a biomassa vegetal do VN1 exportada na formas de troncos e galhos grossos foi utilizada para combustível, as raízes grossas foram queimadas e ocorreu a decomposição total da necromassa e das raízes finas e outros materiais orgânicos residuais em 31 anos. Bustamante et al (2012) relataram taxas de decomposição em torno de dois a 9 anos para a serapilheira de cerrado. Em áreas onde o Cerrado foi convertido recentemente para uso agrícola, a taxa anual de acúmulo de C na MO pode ser resultante de uma série de fontes, como: (a) C derivado do material orgânico remanescente da vegetação nativa; (b) C derivado da decomposição do sistema radicular do cerrado; (c) C advindo da aplicação de calcário (CARVALHO et al., 2009).

Portanto, após 31 anos de cultivo, considerou-se o débito de carbono neutro por conversão do uso do solo, de modo que parte do C - armazenado na biomassa viva e necromassa do VN1 na ocasião do desmatamento - foi emitido na forma de CO₂ como combustível ou pela respiração do solo e outra porção foi transferida para a fração COT, incluindo o C inerte na forma de carvão. Assumiu-se que as perdas por processos erosivos foram insignificantes devido à baixa declividade e terraços de base larga.

Nas safras agrícolas 1996/7 até 2001/2 foram coletadas as plantas de soja, arroz e milho para análise química da fitomassa e grãos em dois metros lineares da área útil da parcela após a sua maturação fisiológica. O material vegetal coletado foi seco em estufa a 60 ± 5°C até massa constante e pesado para avaliar a fitomassa aérea seca e de grãos a 13% de umidade. O teor de N dos grãos foi analisado de acordo com Embrapa (1997).

Metodologias analíticas utilizadas

Análises Físicas do Solo

A determinação da densidade do solo foi realizada pelo método do anel volumétrico (BLAKE & HARTGE 1986), as amostras indeformadas foram coletadas com amostrador de Uhland, em cilindros com volume médio de 313,9 cm³ (vide descrição detalhada da

metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo I).

Fracionamento Físico da Matéria Orgânica

Carbono e Nitrogênio total e da Matéria Orgânica Particulada

Nesse estudo adotou-se a terminologia “Matéria orgânica particulada” (MOP) com base na classificação utilizada por CAMBARDELLA & ELLIOT (1993), que é representada pela MO determinada pelo teor de carbono na fração particulada de solo ($>53\ \mu\text{m}$) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo II).

Carbono da Matéria Orgânica Leve

Essa fração leve é geralmente recuperada em duas frações distintas, a fração leve livre (C-MOL) e a oclusa (C-MOL-O)] usando soluções de Iodeto de sódio (NaI) e politungstato de sódio (SPT), baseadas em densidade em torno de $1,8\ \text{g cm}^{-3}$, que recuperam o material leve com a mesma eficiência (SEQUEIRA et al., 2011) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo II).

Carbono e nitrogênio da Biomassa microbiana do solo

O carbono da biomassa microbiana do solo (C-MIC) foi estimado pelo uso do método de fumigação-extração (VANCE et al., 1987), cujo princípio básico é a extração do carbono microbiano após a morte dos microrganismos e ruptura da membrana celular pelo ataque com clorofórmio e liberação dos constituintes celulares, que são extraídos obedecendo a uma relação solo:extrator de 1:2,5 (DE-POLLI & GUERRA, 2008) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo III).

Estoque de carbono

Como as amostras foram coletadas em camadas fixas na profundidade (0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60; 60-80; 80-100 cm) o cálculo do estoque foi realizado pela camada equivalente e depois ajustado para variações da densidade que ocorreram devido ao manejo. Portanto para se realizarem os ajustes do estoque para a massa equivalente, foi utilizada a metodologia descrita por ELLERT & BETTANY (1996). Para se calcular o estoque, utilizou-se como referência a massa equivalente a área nativa de referência (cerrado) nas camadas correspondentes (0-30 cm; 0-100 cm) (CARVALHO, 2010). Para detalhamento dos cálculos vide Capítulo I.

Análises estatísticas

Os dados foram submetidos a testes de homogeneidade da variância (teste de F) e pressuposto de normalidade (Shapiro Wilk) e as médias foram comparadas pelo teste *t* de Student, considerado o nível de probabilidade de 5%. Todas as análises foram realizadas pelo software SAS versão 9.1.2. (SAS Institute 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No VN1, considerando o intervalo de 0-30 cm de profundidade, foi estimado um estoque de COT de 70,5 Mg ha⁻¹ (Figura 19). Cerca de 56,9 Mg ha⁻¹ do COT está armazenado na forma residual. Em torno de 12,5 e 1,1 Mg ha⁻¹ encontra-se na forma de C-MOP e C-BIO, respectivamente. Assim sendo, em 2009 cerca de 1,5% do C constituía o reservatório ativo, com *turnover* entre 1 e 5 anos (PARTON et al., 1987; SMITH et al., 1997). Em torno de 18% do C da MO integrava a fração tamanho areia do solo (>53 µm) e pode ser atribuído a compostos que apresentam estrutura química similar ao tecido precursor, podendo representar o reservatório lento, ou intermediário de decomposição da MO (20 a 40 anos). Entretanto, mais de 80% do C nesse Latossolo se apresentava na forma de C residual, que pode ser atribuído ao C associado à fração organo-mineral do solo, e, portanto, o reservatório lento de decomposição da MO (PARTON et al., 1987; SMITH et al., 1997).

Nos sistemas cultivados, entre 0-30 cm o COT variou em magnitudes de 56,7, 60,7, 50,1 e 55, 7 Mg ha⁻¹ no PC-AD, PD1, PC-AV, e PD2, respectivamente (Figura 1). Nesses tratamentos o C representou: na forma residual 84, 85, 86, e 83% do COT no PC-AD, PD1, PC-AV, e PD2; na MOP constituiu 15, 13, 13 e 16% do COT no PC-AD, PD1, PC-AV, e PD2; e as maiores diferenças entre os sistemas de manejo ocorreram no C-BIO com 1,2, 1,6, 1,3 e 1,7% no PC-AD, PD1, PC-AV, e PD2, respectivamente (Figura 19).

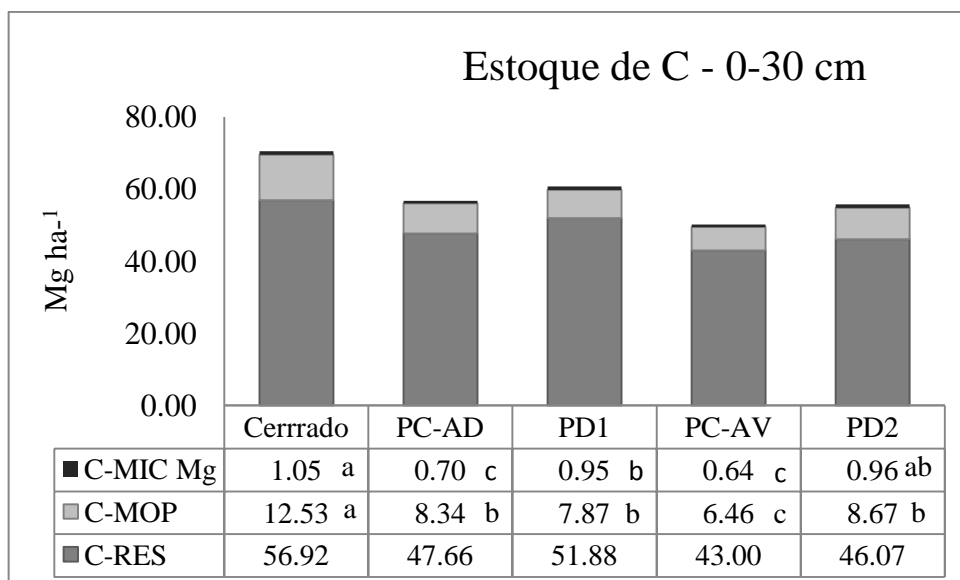


Figura 20. Estoque de C em compartimentos de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

¹ (C-MIC) C da biomassa microbiana; (C-MOP) C na matéria orgânica particulada; (C-RES) C residual: C-RES = CT-(C-MOP+ C-BIO). PC-AD: arado de discos; PD1: plantio direto após o primeiro ano com arado de discos; PC-AV: arado de aivecas; PD2: plantio direto após o primeiro ano com arado de aivecas; VN1: cerrado sentido restrito preservado de fogo. Médias seguidas da mesma letra na linha indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste t ($p < 0,05$).

Em geral, a substituição da vegetação nativa por sistemas de cultivo agrícola provocou reduções no conteúdo de C em todas as frações da MO, incluindo o COT (Figura 19). A única exceção foi o C-BIO que apresentou reduções de 8,6% no PD2, e estas não foram estatisticamente significativas. Em termos de C-BIO, a substituição da vegetação nativa pelos agroecossistemas teve um impacto muito maior nos tratamentos com revolvimento do solo. No VN1 1,05 Mg C ha⁻¹ encontrava-se na forma de C microbiano e após 31 anos de revolvimento do solo ocorreram perdas da ordem de 33 e 39% no PC-AD e PC-AV, respectivamente. No PD1, as reduções no C-BIO foram de cerca de 10%.

As maiores reduções ocorreram na MOP em magnitudes de 4,2, 4,67, 6,07, 3,86 Mg ha⁻¹ no PC-AD, PD1, PC-AV, PD2, respectivamente. Em termos relativos, a redução mais intensa no C-MOP ocorreu no PC-AV (-48%) e a menor no PD2 (-31%).

No intervalo de 0-30 cm, a substituição da vegetação nativa por cultivo com arado de aivecas reduziu cerca de 15,3 Mg ha⁻¹ do COT. Essa redução ocorreu na magnitude de 9,6 Mg C ha⁻¹ no C-residual e 5,4 Mg C ha⁻¹ no C-MOP. Em 31 anos de manejo houve uma redução de 23% do C residual e 48% no C-MOP (Figura 21). Em todos os outros sistemas sob cultivo esse padrão se confirma. Após 31 anos de manejo agrícola as reduções de C foram em média 2,5, vezes maiores no C-MOP que no C- residual.

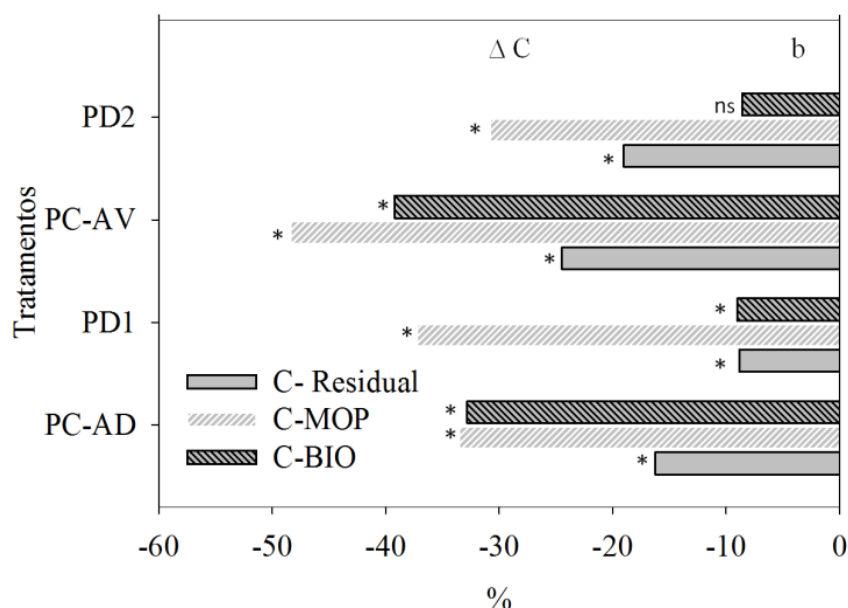


Figura 21. Diferenças de estoque nos compartimentos do C do solo no intervalo de 0-30 cm de profundidade tendo como referência o VN1.

(C-BIO) carbono da biomassa microbiana; (C-MOP) C na matéria orgânica (>53 μm); C-residual = COT- (C-MOP+C-BIO). Sistemas de manejo descritos no rodapé da figura 1. Perdas são indicadas pelo sinal negativo (-). * Médias indicam há diferenças significativas entre o VN1 e o sistema de manejo agrícola pelo teste t ($p < 0,05$);

As diferenças nas alterações do C nos diferentes compartimentos em 31 anos de manejo sugerem maior resistência à decomposição do C armazenado na matéria orgânica da fração <53 μm em todos os sistemas de manejo, pois acima de 80% da MO está na forma de C-residual em todos os sistemas de manejo, incluindo o VN1.

Na figura 22 estão apresentados os estoques de N no intervalo de 0-30cm. No VN1, o estoque de N foi estimado em 4,87 Mg ha^{-1} , dos quais 89, 9,4 e 2,1% estavam armazenadas na forma residual, N-MOP e N-BIO, respectivamente (Figura 22). O N residual nos sistemas de manejo agrícola representa em média, 93% do N total em magnitudes que variaram de 4,2 a 5,0 Mg ha^{-1} . Em relação ao VN1, houve uma redução no N armazenado na forma de MOP e BIO em todos os sistemas de cultivo. Entre 4,3-5,7% e 1,2-1,3% do N total estava armazenado na MOP e BIO, respectivamente. A maior proporção de N residual pode representar N mineral na forma de nitrato ou amônio, ou N da MO associada a minerais (Figura 22).

Embora tenham ocorrido reduções de C-BIO maiores que 30% nos sistemas de manejo convencional e menores que 10% nos sistemas conservacionistas, em decorrência da conversão do uso do solo, esse padrão não se confirmou no que diz respeito ao N-BIO. Não se observaram diferenças significativas entre o solo revolvido e sob plantio direto. Verificou-se

que substituição do VN1 pelo uso agrícola provocou uma redução média de cerca de 0,3 a 0,46 Mg ha⁻¹ ou, 30 a 45% do N representado pela biomassa microbiana.

As razões C-BIO: N-BIO (i.e. C-BIO/N-BIO; Figura 20 e Figura 21) foram de 10,3, 12,7, 13,4 10,0 e 15,3 no VN1, PC-AD, PD1, PC-AV e PD2, respectivamente. Essa razão é frequentemente usada para descrever a estrutura e o estado da comunidade microbiana (MOORE et al., 2000). Uma razão maior indica que a comunidade microbiana tem uma proporção maior de fungos; já uma razão menor sugere que bactérias predominam na população microbiana (CAMPBELL et al., 1991). Em sistemas com preparo convencional do solo a incorporação de resíduos favoreceria a dominância de bactérias, ao passo que no plantio direto filamentosos fúngicos tendem a ser relativamente mais abundantes. Essa mudança na estrutura das comunidades microbianas tem implicações importantes para o estoque da MOS (GUGGENBERGER et al., 1994, 1999). Outras investigações, porém, revelam que a razão fungos:bactérias, e portanto a razão C-BIO:N-BIO são reduzidas quando se aumenta a fertilidade do solo. Há um relativo aumento na abundância de bactérias em resposta ao aumento da disponibilidade de N (LECKIE et al., 2004) e uma vantagem competitiva para fungos em solos com menores teores de N (NILSSON & WALLANDER, 2003).

Em nosso estudo, as maiores razões C:N nos sistemas de manejo com maior disponibilidade de N, podem ser atribuídas ao clima sazonal do Cerrado. A biomassa microbiana responde mais rapidamente a mudanças nos padrões de entrada de C no sistema, e, portanto, considerando tal sazonalidade, logo nas primeiras chuvas pode ter ocorrido um aumento da imobilização de N na biomassa microbiana (NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003), o que contribuiu para ampliar as contribuições de bactérias em relação a fungos no Cerrado.

Em 31 anos de cultivo a acumulação de biomassa aérea média para os quatro tratamentos sob cultivo foi de 8.687, 5.175 e 2.879 kg ha⁻¹ nas culturas de milho soja e arroz. Foram observados aumentos na produção de fitomassa no decorrer desses anos com incremento médio anual de 200 Kg ha⁻¹ (Figura 23b). As estimativas de produção total de fitomassa na lavoura de arroz, soja e milho foram cerca de 5,9 (i.e. dois anos de cultivo), 67,3 (i.e. 13 anos de cultivo) e 86,9 (i.e. 10 anos de cultivo) Mg ha⁻¹, respectivamente.

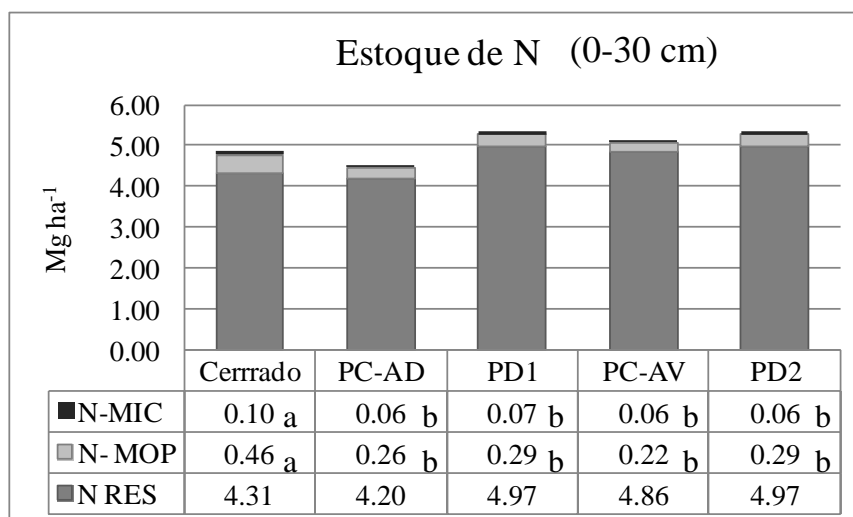


Figura 22. Estoque de N em compartimentos de um Latossolo Vermelho argiloso sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado.

¹ (N-MIC) nitrogênio da biomassa microbiana; (N-MOP) N na matéria orgânica particulada; (N-RES) nitrogênio residual: N-RES = NT-(N-MOP + N-BIO). Sistemas de manejo descritos no rodapé da Figura 1. Médias seguidas da mesma letra na linha indicam que não há diferenças significativas entre si pelo teste t ($p < 0,05$).

As contribuições do milho para o aporte de substrato orgânico na superfície do solo foram 30% maiores do que a da soja. Esse solo esteve sob pousio por quatro anos entre novembro de 1983 e novembro de 1986 e entre novembro de 1989 e novembro de 1990. Durante esses anos a fitomassa produzida pela vegetação espontânea não foi monitorada. No ano de 1982 o solo foi cultivado com feijão guandu e verificou-se uma produção média de biomassa aérea de $2.870 (\pm 430) \text{ kg ha}^{-1}$.

A produtividade média das culturas de milho, soja e arroz foi de 5.827, 3.684 e 802 kg ha^{-1} , respectivamente, com incremento anual de 122 Kg ha^{-1} (Figura 22b). Nesses 31 anos as estimativas de produção total de grãos nas lavouras de arroz, soja e milho corresponderam a cerca de 1,6 (i.e. dois anos de cultivo), 47,9 (i.e. 13 anos de cultivo) e 58,2 (i.e. 10 anos de cultivo) Mg ha^{-1} , respectivamente. O aumento de produtividade nesse campo experimental pode ser atribuído ao melhoramento genético e incorporação das tecnologias de produção, adaptadas às condições tropicais. Na região Centro-Oeste do Brasil houve um incremento na produtividade de milho de cerca de 1,2 Mg ha^{-1} no início da década de 70, para ~2,0 Mg ha^{-1} na década de 1980, até 8,3 Mg ha^{-1} na safra 2011/2012 (CONAB, 2010).

Os aportes de C foram semelhantes entre os sistemas de cultivo, e o aumento do distúrbio do solo reduziu a capacidade do sistema de incorporar C dos resíduos na forma de C

da MO. Não foi possível calcular as taxas de decomposição do substrato orgânico devido à ausência de dados sobre a biomassa do sistema radicular das culturas (Tabela 21).

Tabela 21. Fitomassa aérea e produção de grãos durante 31 anos de cultivo em Latossolo Vermelho no Cerrado

Fitomassa	Tratamento	Espécie		
		Milho ¹	Soja	Arroz
		Média anual		
Aérea (kg ha ano ⁻¹)	PC-AD	9,146 (2,601)	5,517 (1,343)	3,532 (1,948)
	PD1	8,455 (3,079)	4,885 (1,167)	3,475 (1,145)
	PC-AV	8,376 (2,246)	5,228 (1,535)	2,511 (569)
	PD2	8,768 (2,972)	5,069 (1,318)	2,073 (742)
Grãos (kg ha ano ⁻¹)	PC-AD	5,429 (1,578)	3,815 (1,002)	635 (92)
	PD1	5,985 (1,570)	3,416 (740)	705 (573)
	PC-AV	5,794 (1,295)	3,839 (907)	925 (131)
	PD2	6,102 (1,653)	3,669 (859)	944 (840)
		Total		
Aérea (kg ha ⁻¹)	PC-AD	91,463	71,719	7,063
	PD1	84,553	63,500	6,949
	PC-AV	83,763	67,969	5,021
	PD2	87,683	65,901	4,145
Grãos (kg ha ⁻¹)	PC-AD	54,287	49,598	1,270
	PD1	59,845	44,412	1,410
	PC-AV	57,935	49,906	1,849
	PD2	61,018	47,693	1,888

¹ massa de grãos corrigida para 13% de umidade; Desvio padrão da média de produção anual entre parênteses: milho 10 anos de cultivo; soja: 13 anos de cultivo; arroz: dois anos de cultivo. Sistemas de manejo descritos no rodapé da Figura 19.

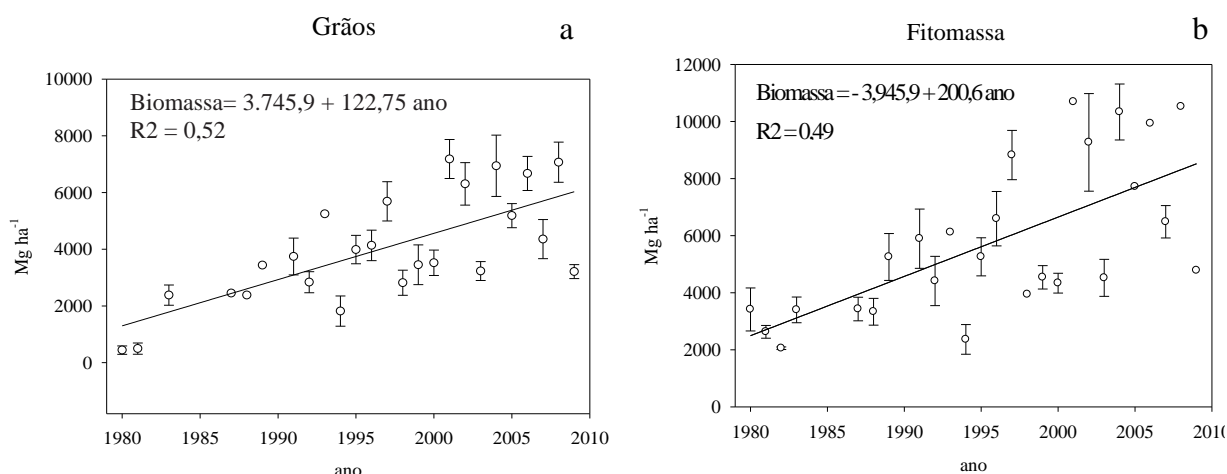


Figura 23. Produção de grãos (a) fitomassa aérea (b) em 31 anos de cultivo num Latossolo Vermelho argiloso no Cerrado. Sistemas de manejo descritos no rodapé da Figura 19. Pontos sem indicação de barras de erro são estimativas.

Nas tabelas 22 e 23 são apresentados a concentração e o balanço de N em 31 anos de cultivo em rotação soja-milho, que incluiu arroz nos dois primeiros anos de cultivo. As estimativas de adição de N ao solo por fertilização e deposição atmosférica foram de 0,984 Mg ha⁻¹ em 31 anos de cultivo. Em média, 82% desse N foram exportado pelos grãos de milho e 2% pela cultura do arroz.

Tabela 22. Carbono e nitrogênio na fitomassa seca e nos grãos de milho, arroz e soja (%).

Espécie	Fitomassa aérea					Grãos
	Ms ¹	Cinzas	C	N	C/N	N
			%			%
Soja ²	91,84	6,90	49,27	2,51	19,63	5,23 (0,23)
Milho ³	92,15	4,34	50,93	0,78	65,29	1,37 (0,13)
Arroz ⁴	91,44	-	50,81	1,21	41,32	1,34 (0,05)

¹ MS, matéria seca; C/N, razão C:N. ² Média de 3 anos (safras 1996/7a 1998/9). ³ Média de 2 anos (safra 2000/1 - 2001/2); ⁴ Média de 2 anos (safra 1996/7 - 1997/8).

Parte do N adicionado ao sistema pode ter sido perdido na forma de volatilização de amônia, gases traço ou lixiviação. CANTARELLA et al (2007) relatam que entre 7,8 e 77% do N adicionado como fertilizante pode ser perdido na forma de volatilização e 4% por lixiviação dependendo da fonte. No Brasil, as emissões de N₂O do solo induzidas pelo fertilizante em geral representam valores entre “indetectável” a 190 g N ha⁻¹ (CARVALHO et al., 2006; ALVES et al., 2010), o que resulta em estimativas de fatores de emissão do fertilizante de 0,32%, com um intervalo de confiança variando de 0,18 a 0,58 % (ALVES et al., 2010; URQUIAGA et al., 2010).

Observa-se, no entanto, que 68, 28 e 4% desse nutriente foi acumulado nos grãos de soja, milho e arroz, respectivamente. O Coeficiente de variação de 2% entre os sistemas de manejo indica que não ocorreram alterações consistentes no N acumulado nos grãos em função do revolvimento do solo. Nesse intervalo de tempo, cerca de 0,107 Mg de N ha⁻¹ ano⁻¹ foram exportados na forma de grãos (com 13% de umidade) para fora do sistema solo-planta e menos de 0,032 Mg de N ha ano⁻¹ foram adicionados ao sistema, acumulando um déficit anual de cerca de 0,076 Mg de N ha ano⁻¹. Essas diferenças podem ser atribuídas à fixação biológica de N pela cultura da soja, e podem variar entre 176 e 193 kg ha⁻¹ (ALVES et al., 2006) apenas na biomassa aérea. O N das raízes da soja correspondeu a valores entre 5 e 30% do N acumulado na planta (PEOPLES & HERRIDGE, 2000; ARAÚJO, 2004).

Tabela 23. Adições e remoções de N ao sistema solo-planta no intervalo de profundidade de 0-30 cm por 31 anos de cultivo.

Tratamentos	Exportação em grãos ¹				Fertilizantes ²	Adição		ΔN^4	
	milho	soja	Arroz	Total		Deposição ³	Total	Solo	Sistema
						(Mg ha ⁻¹)			
PC-AD	0,744	2,594	0,017	3,35	0,86	0,124	0,984	-0,36	2,01
PD1	0,820	2,323	0,019	3,16	0,86	0,124	0,984	0,46	2,64
PC-AV	0,794	2,610	0,025	3,43	0,86	0,124	0,984	0,27	2,71
PD-2	0,836	2,494	0,025	3,36	0,86	0,124	0,984	0,46	2,83

¹Fitomassa grãos (13% umidade) x concentração de N em %: Arroz = 1,34; Soja = 5,23; milho = 1,37; ²aplicação por 10 e 2 anos de N na forma de fertilizante nitrogenado em doses anuais de 80 e 30 kg ha⁻¹ para milho e arroz respectivamente; ³ Deposição Atmosférica = 4kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (REZENDE, 2001; BUSTAMANTE et al., 2006)

⁴ ΔN solo: Diferenças absolutas entre o N armazenado no VN1 e nos sistemas de manejo; ΔN sistemas = Adição - Exportação + ΔN solo. Sistemas de manejo descritos no rodapé da Figura 1.

No sistema solo-planta o balanço de N foi positivo em todos os sistemas de manejo agrícola. Em torno de 0,98 Mg N ha⁻¹ foram adicionados na forma de fertilizantes nitrogenados e cerca de 0,8 e 2,5 Mg N ha⁻¹ exportados na forma de grãos de milho e soja, o que evidencia a eficiência da rotação soja-milho em aperfeiçoar o uso do N disponível nas formas minerais, orgânicas e gasosas do sistema solo-planta-atmosfera. O depósito de substrato orgânico de milho com maior relação C/N (i.e. 65 ver metodologia), sobretudo na superfície do solo, pode ter aumentado a imobilização de N e diminuído tanto as taxas de decomposição como os processos de nitrificação do N fixado pela soja por via simbiótica. Foram relatadas baixas taxas de decomposição de carbono em longo prazo em raízes de gramíneas, o que ocorreu devido a características de alta razão C:N e alto conteúdo de lignina,

que além de ser resistente à decomposição microbiana protege os polissacarídeos estruturais em ligação covalente (URQUIAGA et al., 1998).

Especialmente no solo sob plantio direto houve acúmulo médio de 0,460 Mg de N ha⁻¹ em relação ao solo sob VN1 (Tabela 23). Em compensação, tomando o PD como referência, ocorreu uma redução na acumulação de N de 40 e 180% no PC-AV e PC-AD, respectivamente (Tabela 23). Esses resultados sugerem maior eficiência do PD1 e PD2 em incorporar a MO do solo o N fixado por processos simbióticos via soja nessa rotação gramínea/leguminosa. Existem vários relatos de que a concentração de N é maior no plantio direto, especialmente na camada mais superficial do solo (SIQUEIRA NETO, 2003, BODDEY et al., 2010, SÁ et al., 2011), o que é compatível com os resultados observados nesse estudo. Outros relatos, ainda, descrevem que a entrada de substrato orgânico com baixa taxa de decomposição resultou em aumentos na acumulação de N e C no solo (BAYER et al., 2004; BODDEY et al., 2010; SÁ et al., 2011), embora o N possa estar temporariamente armazenado em formas não disponíveis para as plantas (URQUIAGA et al., 2010).

A qualidade do substrato também influenciou o processo de decomposição em estudo realizado em condições experimentais controladas; o nitrogênio de exsudatos radiculares foi incorporado à biomassa microbiana mais rapidamente quando houve adição de celulose, indicando aumentos do uso de exsudatos pelo metabolismo microbiano no processo de decomposição da celulose. O aumento da excreção de raízes de plantas favorecido pelos fertilizantes nitrogenados estimulou também as enzimas extracelulares responsáveis pela degradação da celulose (MERGEL et al., 1998).

1979 Cerrado

Desmatamento decomposição e queima de resíduos

A) Estoque de C na biomassa em cerrado sentido restrito no Distrito Federal (Mg C ha^{-1})

Referência	Aérea	Raízes grossas	Raízes total
Castro & Kauffman (1998)	12,4	17,5	24,9
Abdala et al., (1998)	18,4	10,7	20,6
Média	15,4 (4,2)	14,0 (4,8)	22,7 (3,1)

B) Estoque de C no solo no cerrado VN1 (0-100 cm) (Mg ha^{-1})

Cerrado	164,4
---------	-------

CO_2
 CO_2 CO_2

1979 a 2009 Agricultura

C) Estimativa de C depositado em resíduos da Fitomassa aérea total de milho, soja e arroz, entre 1980 e 2009 (Mg C ha^{-1})

PC-AD	PD I	PC-AV	PD2
76,6	69,8	70,5	71,5

Substituição por sistemas agrícolas

Emissão de CO_2 do solo

CO_2 CO_2 CO_2

D) Emissão de C (CO_2) do solo em 31 anos (Mg ha^{-1})

PC-AD	PD I	PC-AV	PD2
24,2	18,6	38,5	28,6

E) Emissão de C da biomassa do cerrado por desmatamento, queima e decomposição

= 40,6 $\text{Mg C (CO}_2\text{) ha}^{-1}$

F) Exportação de C na forma de grãos entre 1980 e 2009 (Mg ha^{-1})

PC-AD	PD I	PC-AV	PD2
47,32	47,55	49,36	49,77

2009

H) Estoque de C no solo (0-100 cm) em 2009 (Mg ha^{-1})

PC-AD	PD I	PC-AV	PD2
140,2	145,8	125,9	135,8

1979-2009 Emissões de CO_2

G) Estimativa de emissões totais de C em diferentes sistemas de manejo de 1979 a 2009 (Mg ha^{-1})

PC-AD	PD I	PC-AV	PD2
64,8	59,2	79,1	69,2

Figura 24. Estimativas de entradas e saídas de C após 31 anos de substituição de vegetação nativa de cerrado sentido restrito por agroecossistemas. Sistemas de manejo descritos no rodapé da figura 19.¹soma das médias de C na biomassa aérea, raízes total (A) e 2,52 Mg ha^{-1} de necromassa (MIRANDA, 2012).

As emissões de C diretas ou indiretas em função do desmatamento do VN1 incluíram as médias de 38,1 Mg C ha⁻¹ pela queima e decomposição de biomassa [i.e. soma de 15,4 e 22,8 Mg C ha⁻¹ da biomassa aérea e radicular respectivamente (CASTRO & KAUFFMAN, 1998; ABDALA et al., 1998)], e 2,52 Mg C ha⁻¹ na forma de necromassa (MIRANDA, 2012), totalizando 40,6 Mg C ha⁻¹ (Figura 24).

No intervalo de profundidade de 0-100 cm de solo 164,4 Mg ha⁻¹ de C estava armazenado na forma de MO. Entre 1979 e 2009 as saídas de carbono do solo foram estimadas em 24,2, 18,6, 38,5 e 28, 6 Mg C ha⁻¹ no PC-AD, PD1, PC-AV e PD2, respectivamente (Figura 24).

A soma das estimativas de perdas de C considerando as perdas diretas e indiretas pelo desmatamento e respiração do solo por 31 anos foram de 64,8, 59,2, 79,1 e 69,2 no PC-AD, PD1, PC-AV e PD2, respectivamente (Figura 24).

Entre 1979 e 2009 esse solo esteve sob cultivo durante 25 safras anuais que produziram em média, considerando todos os tratamentos, 48,5 Mg C ha⁻¹ de grãos - que foram exportados do sistema solo-planta (Figura 24). As estimativas de fitomassa aérea residual depositada no campo apresentaram média de 72 Mg C ha⁻¹, com índices de colheita (massa de grãos por massa de fitomassa aérea) maiores na soja do que no milho (0,7 e 0,6 respectivamente). As amostragens da biomassa da soja foram realizadas no estágio R7 (início da maturação) o que pode ter contribuído para alterações nas estimativas de biomassa aérea, já que nesse estágio, é provável a redução da fitomassa aérea pela deiscência de folhas. Segundo Padovan et al (2002), o estágio em que se determina a quantidade de material vegetal aportado ao solo por esta cultura no final do seu ciclo seria o estágio R4, onde a planta e as folhas estão completamente desenvolvidas. A quantidade de C da biomassa radicular, que não foi estimado nesse estudo, pode representar em torno de 30 % da matéria seca da parte aérea das culturas (LOVATO et al., 2004).

Após 31 anos de produção agrícola, pelo menos 70 Mg C ha⁻¹ foram adicionados ao sistema via resíduos da biomassa aérea – mais 30% desse valor como biomassa radicular (LOVATO et al., 2004). Essa quantidade de substrato não foi suficiente para repor o C da MO perdido por esse solo. Os 48 Mg C ha⁻¹ exportados na forma de grãos não superaram as emissões de C na forma de combustão e respiração nesse mesmo período que foram, em média, 60 Mg C ha⁻¹.

Simulações com modelos matemáticos para áreas com cultivo de grãos no Cerrado indicam que a conversão para agricultura demanda uma entrada anual de C de cerca de 8.5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para manter o estoque de C do solo nos níveis encontrados sob vegetação nativa. As entradas de C incluíram tanto a palhada como raízes de soja, milho ou milheto. Mas o modelo indicou que o cultivo com uma safra por ano não sustenta os níveis necessários de C, para tal, seria preciso associar um segundo ciclo de cultivo no ano e um manejo eficiente do nitrogênio no solo (BUSTAMANTE et al., 2006; BUSTAMANTE & LENZA, 2008).

De acordo com BERNOUX (2006), é preciso cautela quando se compara sistemas de cultivo em termos de sequestro de C. O ideal é que as avaliações não se limitem apenas ao armazenamento de C no solo, mas também incluam fluxos de gases e traço associados. Esses fluxos podem mudar o balanço final em equivalente de C-CO₂ com base no potencial de aquecimento de cada gás.

No Cerrado foram relatadas emissões anuais de óxido nitroso (N₂O) “indetectáveis” no cerrado do Distrito Federal (PINTO et al., 2002) e fluxo anual neutro de N₂O e CH₄ em Rondônia (CARVALHO et al., 2009). Isso ocorre provavelmente devido a alta condutividade hidráulica dos Latossolos, que representam 40% dos solos nesse bioma. Nesses ambientes a drenagem da água é muito rápida, mesmo na estação chuvosa criando condições de oxidação que não favorecem a desnitrificação (BUSTAMANTE et al., 2012a). Após a conversão de cerrado à cultivo anual o aumento das emissões é modesto e não ultrapassa 150 µg N₂-N cm⁻² h⁻¹ em picos de curta duração em resposta à adição de água e fertilizantes nitrogenados (METAY et al., 2007; CARVALHO et al., 2006; ALVEZ et al., 2010).

As maiores emissões anuais de N₂O e CH₄ calculadas em C-equivalente (Ceq) nos sistemas cultivados foram observadas por CARVALHO et al (2009) para produção de soja em rotação com arroz e milho num cerrado em Rondônia. Os autores assumiram que os fluxos medidos por dois dias nas estações chuvosa e seca foram representativos de toda a estação e que o fluxo foi constante durante todos os anos após a conversão até a avaliação. Assim, as emissões ficaram entre 63 a 83 kg Ceq ha ano⁻¹ para plantio convencional e 144 a 198 kg Ceq ha ano⁻¹ para plantio direto. Admitindo-se a média desses valores como base para estimativas de emissão de C-equivalente em nosso estudo (i.e. Plantio direto = 171 kg ha ano⁻¹; plantio convencional = 73 kg ha ano⁻¹), verifica-se que em torno de 1,83 e 4,28 Mg C ha⁻¹ pode ser atribuído às emissões de C-equivalente por N₂O e CH₄ em 25 nos anos de cultivo com plantio

convencional e direto, respectivamente. Em nosso caso, a incorporação desses fluxos elevou a estimativa das emissões de 24,2, 18,6, 38,5 e 28,5 Mg Ceq ha⁻¹ para 26,0, 22,8, 40,3 e 32,8 Mg Ceq ha⁻¹ no PC-AD, PD1, PC-AV e PD2, respectivamente. Em geral, ao se incorporar as alterações decorrentes de fluxos de CH₄ e N₂O nesse balanço de gases, as estimativas de mitigação da emissão de C- CO₂ equivalente pelo plantio direto foram de 10% em relação o plantio convencional com arado de aivecas.

Esse estudo aponta para a proteção da MO nos complexos organo-minerais no que se refere a maior resistência à decomposição do carbono na forma residual. Em relação à distribuição nos compartimentos de C no solo, observa-se que entre 13 e 18% do C está armazenado na fração de solo tamanho areia (>53 µm), e entre 1,2 e 1,7% pelo C presente na biomassa microbiana. Portanto, mais de 80% do C da MO é encontrado na forma C-residual que, a princípio, pode ser atribuída ao carbono associado a minerais, já que, em geral, a concentração de C solúvel representa menos que 0,09 e 1% do C total (KILLHAM, 1994; ROSA et al., 2003).

Alguns autores têm demonstrado que ainda existem diferenças na composição da MO entre as frações silte e argila e que parte dessa MO pode estar em formas mais disponíveis para a decomposição (BALDOCK et al., 1992; GREGORICH et al., 1995; BALESIDENT et al., 1998;). As frações <53 µm, entretanto, são amplamente dominadas por organo-minerais (FELLER & BEARE, 1997) e, portanto, mais resistentes à decomposição pela alta energia de adsorção da MO às partículas minerais as quais nem mesmo o arado de discos foi capaz de romper (GONZÁLES PÉRES, 2004).

No campo experimental objeto desse estudo existem relatos de que, no cerrado nativo, o teor de carbono mineralizável e a atividade da enzima β-glucosidase nos macroagregados foram significativamente superiores (1,8 vez) que nos microagregados (MENDES et al., 2003). Os autores atribuíram essa diferença à presença de material rico em compostos orgânicos simples e, portanto, facilmente mineralizáveis com a ruptura de macroagregados, na eventualidade da perturbação do solo por revolvimento (MENDES et al., 2003).

Após a substituição de VN1 por agroecossistemas, as reduções de 30 a 50% de C na fração <53 µm e a redução de mais de 30% no C da biomassa microbiana em sistemas de manejo convencionais podem ser atribuídas ao efeito da indisponibilidade de substrato prontamente disponível nas frações <53 que representam mais de 85% da MO nesses

sistemas. Isso nos permitiria sugerir que na fração silte-argila a alta energia de adsorção aos minerais da matriz do solo pode favorecer a estabilização em longo prazo, constituindo taxas de *turnover* maiores que 200 anos nos microagregados (MONREAL et al., 1997).

No entanto, ANDERSON & DOMSCH (1990) sugerem que a diminuição da contribuição do carbono microbiano nos sistemas de manejo convencional pode ser atribuída à perda da capacidade de sustentar atividade biológica e provavelmente biodiversidade. No Cerrado, NEUFELDT et al (2002) relatam que 85% dos polissacarídeos encontrados na fração tamanho argila são de origem microbiana e 75% de origem extracelular. Os autores ainda complementam que esses polissacarídeos são fundamentais para o processo de agregação do solo, o que não ocorre nos produtos da oxidação da lignina. As glicoproteínas derivadas de hifas de micorrizas arbusculares (i.e glomalinas) e peptídeos adsorvidos aos óxidos minerais também contribuem para a formação de agregados relativamente persistentes à degradação microbiana (KNICKER, 2010).

Embora a perda de biomassa microbiana seja bem menor em relação à magnitude das emissões de CO₂, é importante considerar os múltiplos papéis da diversidade microbiana no funcionamento dos ecossistemas através de sua participação nos ciclos biogeoquímicos e nas interações bióticas entre plantas e microrganismos. Adicionalmente, microrganismos são fontes de polissacarídeos, glicoproteínas e peptídeos que adsorvidos aos óxidos minerais contribuem para a formação de agregados que, por sua vez protegem a MO da decomposição microbiana. Em última análise, a estabilidade de agregados protege o sistema solo-água-plantas contra processos erosivos.

Embora as frações organo-minerais tenham se mostrado mais resistentes à decomposição, ainda assim os resultados apontam para reduções de C também nesse compartimento da MO, e, portanto uma mudança no ciclo biogeoquímico. Daí a importância de se focar em investigações sobre alterações da ecologia microbiana nesses solos devido ao manejo, visto que a escassez de substrato fresco pode deflagrar processos de pressão seletiva de microrganismos mais especializados em degradar MO recalcitrante.

É importante também considerar que o sequestro de carbono líquido de um ecossistema também deve contabilizar a emissão “indireta” de C-CO₂, com a produção de fertilizantes, pesticidas, energia para irrigação, combustíveis, além das perdas de C por lixiviação e erosão. A energia dispendida na forma de combustível no revolvimento do solo com arados de discos e aivecas pode ser 2 a 3 vezes maior que no plantio direto (LAL, 2008).

Sendo assim, sugere-se da continuidade a esses estudos incluindo avaliações futuras que incluam essas e outras variáveis relacionadas ao ciclo de C na agricultura.

CONCLUSÕES

- Nesses 31 anos, o balanço positivo de até $2,8 \text{ Mg N ha}^{-1}$ no sistema solo-planta pode ser atribuído ao sinergismo entre um sistema simbiótico altamente eficiente na cultura da soja e a adição de C via biomassa residual de milho, que, a despeito de outros impactos ambientais, contribuiu para a positividade do balanço energético no quesito relativo ao uso de fertilizantes nitrogenados. No entanto, considera-se importante monitorar em longo prazo as consequências biogeoquímicas intrínsecas das formas de N disponíveis no solo e da dinâmica microbiana em resposta a esse acúmulo de N.

- Após 31 anos de cultivo, o acúmulo de C do sistema solo-planta em agroecossistemas não se confirmou nesse estudo, nem mesmo no plantio direto em relação ao sistema nativo. Foram estimadas saídas em torno de $48,5 (\pm 1,2) \text{ Mg C ha}^{-1}$ na forma de colheita de grãos e perdas médias de $68,1 (\pm 8,4) \text{ Mg C ha}^{-1}$. Esses cálculos de perdas de C compreendem $40,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ derivados do desmatamento do cerrado ss (por remoção de galhos, troncos raízes grossas para combustível de biomassa e posterior decomposição de raízes finas e serapilheira de folhas e outros materiais finos em 31 anos de cultivo) e $18,6$ a $38,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de perdas de C do solo ao longo desse período de estudo.

CAPÍTULO V. MODELAGEM DOS ESTOQUES DE CARBONO EM AGROECOSSISTEMAS NO CERRADO

INTRODUÇÃO

Para efeitos de se atender a demanda da sociedade científica no que tange a contribuições para o aumento do conhecimento do ciclo de carbono global, é necessário gerar informações quantitativas sobre o tamanho dos vários reservatórios e taxas de reciclagem para estimar o sequestro de C no solo.

Nesse sentido, em consonância com a ideia desenvolvida nesse estudo sobre a complexidade de processos que controlam a ciclagem de C, sabe-se que a estabilização da MO no solo está em função de taxas de adições e decomposição, controladas por um balanço entre nutrientes, temperatura, umidade, textura e mineralogia do solo. Em ecossistemas tropicais, estudos em experimento de longa duração são relativamente recentes, o que agrava as lacunas de conhecimento sobre o controle ambiental no entendimento do ciclo biogeoquímico do C (BORTOLON et al., 2012), e dificulta a estimativa de C armazenado em formas mais recalcitrantes (reservatório passivo) da MO, que podem ter um tempo de residência maior que 150 anos (PARTON et al., 1989). Dentre as novas abordagens propostas para superar essas limitações, modelos de simulação têm sido utilizados com sucesso para realizar projeções nas alterações nos estoques de C em função de mudanças do uso do solo.

O *Century Agroecosystem model* (Century) é um modelo geral de ciclagem de nutriente no sistema solo-planta que tem sido usado para simular a dinâmica de carbono e nutrientes para diferentes ecossistemas incluindo pastagens, áreas agrícolas, florestas e savanas (PARTON et al., 1987; 1994). Ele é composto de funções de programação de eventos de manejo e submodelos de decomposição da MO, balanço hídrico, e produtividade das plantas (culturas/pastagens e produção florestal).

Várias iniciativas de sucesso na aplicação do modelo Century têm sido documentadas no Brasil, em especial, após a conversão de florestas ou campos em sistemas cultivados. Em Mata Atlântica o modelo demonstrou grande potencialidade para simular a dinâmica da MO do solo sob adubação mineral e orgânica (LEITE et al, 2004), a dinâmica do carbono em floresta, pastagem (SILVEIRA et al, 2000). Na Amazônia, o modelo mostrou-se adequado para simular a dinâmica do C e N total (CERRI, 2003). Também foi usado para simular

dinâmica do nitrogênio e a dinâmica do carbono no sul do país em sistemas agrícolas (BORTOLON et al, 2009).

Desta forma, esse trabalho tem a proposta de realizar simulações de cenários futuros quanto a dinâmica de do carbono e nitrogênio do solo em agroecossistemas no Cerrado até o ano de 2030 utilizando o modelo Century.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição das áreas experimentais

O trabalho foi conduzido nos campos experimentais da Embrapa Cerrados, localizados em Planaltina-DF (15°35'30"S a 15° 35'S e 47 e 47°42'00"W a 47° 42'30"W). A altitude varia de 1.014 a 1.200 m. Todos os tratamentos foram instalados em um Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 1999) de textura argilosa com variações entre 45 e 62% de argila.

Vegetação nativa de referência

Nesse estudo, foram avaliados dois experimentos de longa duração instalados na Estação Experimental da Embrapa Cerrados, o primeiro completando 15 anos em 2010 (SITIO II), o terceiro com 21 anos em 2011(SITIO III). Nesses sítios são monitorados diferentes sistemas de manejo do solo sob cultivo e parcelas adjacentes de uma área nativa de referência caracterizada como cerrado sentido restrito ou cerrado sensu stricto (RIBEIRO & WALTER, 1998). Detalhes da fitofisionomia nativa podem ser encontrados no Capítulo I.

Em relação ao SITIO II o tratamento de referência denominado "VN2" é composto por três parcelas de referência (i.e. parcelas 1, 4, 54) todas protegidas de fogo. Quanto ao SITIO III, a referência constitui-se de quatro parcelas de dois mil metros de cerrado sentido restrito não protegido de fogo denominada "VN3" (Figura Anexo 1).

Sítios experimentais investigados

SITIO II. Caracterização e histórico

Nesse estudo foi avaliado o experimento denominado SITIO II, que completou 15 anos em 2010. O experimento foi instalado em 1996 em Latossolo Vermelho distrófico com

50% de argila e delineamento experimental em blocos ao acaso, com três repetições. Os grupos de manejo avaliados nesse estudo foram:

- Pastagem: Preparo com arado de discos e cultivo de gramíneas nos dois primeiros anos e arado de aivecas com leguminosas nos dois anos seguintes. A partir do quinto ano, utilizou-se pastagem *Brachiaria brizantha*, com simulação de pastagem;

- Plantio direto: Preparo com arado de discos nos dois primeiros anos e arado de aivecas nos dois anos seguintes. A partir do quinto ano, utilizou-se o plantio direto, com alternância bienal de gramíneas e leguminosas;

- Vegetação nativa de cerrado sentido restrito (VN2): Área de cerrado sentido restrito protegida de fogo adjacente à área experimental, utilizada como ambiente de referência: parcelas 1, 4, 54 (vide descrição detalhada da cronologia dos tratamentos no Capítulo I).

Cada parcela (repetição) foi considerada um ponto amostral. Foram coletadas cinco amostras simples de solo a uma distância radial de 1m de cada ponto. As coletas de solo foram realizadas em 2010. As coletas de amostras de solo ocorreram após as primeiras chuvas (outubro/novembro) com o solo em estado friável. As amostras deformadas foram coletadas com o trado holandês. As coletas foram realizada até a profundidade de 40 cm nos seguintes intervalos: 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40 cm. Cada intervalo de profundidade foi denominado “camada amostral ou intervalo de profundidade” (vide descrição detalhada da coleta de solo Capítulo I).

SÍTIO III. Caracterização e histórico

A área constitui-se de um experimento de longo prazo em Latossolo Vermelho com 61% de argila iniciado em 1991 quando uma área de cerrado sentido restrito foi desmatada para converter-se em diferentes sistemas de manejo e uso do solo (Figura Anexo 1). O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados. As parcelas experimentais possuem dimensões de 50 x 40 m (área de 2000 m²). Para avaliação dos tratamentos, uma área de cerrado nativo (VN3) foi mantida como referência para comparação com as áreas cultivadas (Anexo 3). Os dados desse SÍTIO foram utilizados apenas na validação do modelo de balanço de carbono. Para tal, foram utilizados dados secundários desse experimento relatados por JANTALIA (2005), MARCHÃO (2007) e SÁ (2010).

Metodologias analíticas utilizadas

Análises Físicas do Solo

A determinação da densidade do solo foi realizada pelo método do anel volumétrico (BLAKE & HARTGE 1986), as amostras indeformadas foram coletadas com amostrador de Uhland, em cilindros com volume médio de 313,9 cm³ (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo I).

Fracionamento Físico da Matéria Orgânica

Carbono e Nitrogênio total e da Matéria Orgânica Particulada

Nesse estudo adotou-se a terminologia “Matéria orgânica particulada” (MOP) com base na classificação utilizada por CAMBARDELLA & ELLIOT (1993), que é representada pela MO determinada pelo teor de carbono na fração particulada de solo (>53 µm) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo II).

Carbono da Matéria Orgânica Leve

Essa fração leve é geralmente recuperada em duas frações distintas, a fração leve livre (C-MOL) e a oclusa (C-MOL-O)] usando soluções de Iodeto de sódio (NaI) e politungstato de sódio (SPT), baseadas em densidade em torno de 1,8 g cm⁻³, que recuperam o material leve com a mesma eficiência (SEQUEIRA et al., 2011) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo II).

Carbono e nitrogênio da Biomassa microbiana do solo

O carbono da biomassa microbiana do solo (C-MIC) foi estimado pelo uso do método de fumigação-extração (VANCE et al., 1987), cujo princípio básico é a extração do carbono microbiano após a morte dos microrganismos e ruptura da membrana celular pelo ataque com clorofórmio e liberação dos constituintes celulares, que são extraídos obedecendo a uma relação solo:extrator de 1:2,5 (DE-POLLI & GUERRA, 2008) (vide descrição detalhada da metodologia e resultados de densidade do solo no Capítulo III).

Estoque de carbono

Como as amostras foram coletadas em camadas fixas na profundidade (0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-60; 60-80; 80-100 cm) o cálculo do estoque foi realizado pela camada equivalente e depois ajustado para variações da densidade que ocorreram devido ao manejo. Portanto para se realizarem os ajustes do estoque para a massa equivalente, foi utilizada a

metodologia descrita por ELLERT & BETTANY (1996). Para se calcular o estoque, utilizou-se como referência a massa equivalente a área nativa de referência (cerrado) nas camadas correspondentes (0-30 cm; 0-100 cm) (CARVALHO, 2010). Para detalhamento dos cálculos vide Capítulo I.

Simulação pelo modelo *Century Agroecosystem* versão 4.5 submodelo-savannas

Os principais submodelos e equações que compõem o modelo e a maneira como os coeficientes dessas equações foram determinados encontram-se descritos em PARTON et al (1987), e os submodelos estão descritos a seguir:

Submodelo de matéria orgânica do solo: considera que a matéria orgânica do solo (MO) é composta por três diferentes frações: (i) uma fração ativa, caracterizada pelos produtos da decomposição pelos microrganismos, que possui um tempo de residência menor no solo (1-5 anos); (ii) uma fração lenta, mais resistente à decomposição, graças a uma proteção física ou química, possuindo um tempo de residência de algumas décadas; e (iii) uma fração passiva, que se caracteriza por ser física, mineralógica ou quimicamente mais resistente à decomposição, com um tempo de residência mais longo, da ordem de milênios (PARTON et al. 1987).

Submodelo de balanço hídrico, lixiviação e temperatura do solo: calcula-se a evaporação e transpiração mensal, a perda de água no solo, o conteúdo de água nas camadas do solo e o fluxo de água entre as camadas do solo saturado.

Submodelo de produção da planta: estima-se a concentração mensal de C e N no material vivo e morto da parte aérea das plantas, das raízes vivas, da superfície estrutural e metabólica, e o estoque residual no solo. A produção máxima anual da parte aérea e das raízes, sem limitações de nutrientes, é calculada em razão da precipitação anual.

Os submodelos de produção primária possuem parâmetros estabelecidos para a maioria das principais culturas (milho, soja, trigo, sorgo) e em ecossistemas de pradarias, florestas e savanas ao redor do mundo (PARTON, 1994). Além destes submodelos, existem os que representam diferentes práticas de manejo, como: fogo, irrigação, e taxas de aplicação de fertilizantes.

O modelo Century é composto por três programas principais, que se relacionam para gerar as simulações:

File100: programa integrante do modelo Century, composto por 11 arquivos (CROP, CULT, FERT, FIRE, GRAZ, HARV, IRR, OMAD, TREE, TREM e SITE), nos quais são definidos os valores dos parâmetros que caracterizam o cenário a ser simulado.

- Crop: caracteriza as espécies vegetais cultivadas;
- Cult: caracteriza as técnicas de cultivo empregadas;
- Fert: informações sobre adição de fertilizantes;
- Fire: informações sobre utilização do fogo no manejo;
- Graz: informações sobre a atividade animal de pastagem;
- Harv: caracteriza as técnicas de colheita empregadas;
- Irr: caracteriza o uso de irrigação no sistema;
- Omad: informações sobre adição de matéria orgânica ao sistema;
- Tree: informações sobre vegetações arbóreas;
- Trem: caracteriza as técnicas de remoção de vegetações arbóreas;
- Site: informações referentes às particularidades ambientais locais.

Event100: programa componente do modelo Century cuja função é agendar as épocas em que cada evento vai acontecer ao longo do tempo de simulação. No Event100 (.sch) são definidas, por exemplo, as épocas de plantio e colheita, as épocas em que ocorrem as fertilizações e os eventos de pastagem.

Programa Century: é o modelo propriamente dito. Faz as relações entre os parâmetros definidos no File100 com os eventos agendados no Event100 e calcula os estoques de carbono após o período de tempo requerido. O Century gera os resultados na forma de um arquivo em código binário. Então, o programa .list100 transforma em texto esse arquivo binário com os resultados finais dos estoques simulados de carbono no solo que podem ser visualizados pelo usuário na forma de listas (view).

Estrutura conceitual do modelo Century

O modelo CENTURY foi baseado nos conhecimentos acerca dos fatores biogeoquímicos que envolvem a dinâmica da matéria orgânica no solo. O modelo trabalha em

escala de metro quadrado e simula a camada superficial 0-20 cm, usando etapa de tempo mensal.

Durante a etapa de parametrização do modelo, são fornecidas no arquivo site. 100 do programa File100 informações ambientais locais, como temperaturas mensais máximas e mínimas, precipitação mensal, textura do solo, conteúdo inicial de C e N do solo, etc. No arquivo crop.100 é definida a produtividade potencial para a espécie vegetal cultivada. O programa Century utiliza essas informações para calcular quanto dessa produtividade potencial será “realizada” pelo sistema simulado, considerando principalmente as limitações pela disponibilidade de água, luz e quantidade inicial de nutrientes no solo.

A partir dessa produtividade simulada (onde já foram considerados os efeitos ambientais limitantes) o modelo simula a partição do carbono assimilado pela fotossíntese que será alocado em cada compartimento da biomassa vegetal. Essa etapa é importante, pois os diferentes compartimentos vegetais (folhas, galhos, raízes, etc.) apresentam diferentes razões C/N ou lignina/N quando entram em senescência e são depositados na superfície do solo, sendo submetidos a diferentes taxas de decomposição (METHERELL et al., 1993; LEITE & MENDONÇA, 2003).

O reservatório ativo da MO é composto pelos microorganismos e os subprodutos microbianos do solo e representa ~2 a 3 vezes a biomassa microbiana viva do solo. Esse reservatório tem uma taxa de *turnover* de meses há alguns anos dependendo das condições ambientais e do teor de areia. Quanto mais areia, maior a contribuição relativa do reservatório ativo. Quanto maiores os teores de argila, maior será a estabilização do C no reservatório lento da MO. O reservatório lento inclui material vegetal estrutural resistente à decomposição e subprodutos do metabolismo microbiano que foram estabilizados no solo e apresenta taxas de *turnover* de 20 a 50 anos. O reservatório passivo é muito resistente à decomposição e inclui MO física e quimicamente estabilizada com *turnover* de 400 a 2000 anos. A proporção de produtos da decomposição que entra na MO do solo em todos os reservatórios aumenta com o incremento dos teores de argila (METHERELL et al., 1993).

Parte dos produtos da decomposição da serapilheira é incorporada a biomassa microbiana e o restante passa a fazer parte de um dos três compartimentos (ativo, lento e

passivo) de C orgânico do solo.

Especificidades do submodelo savannas

O *Century Ecosystem 4.5* sub-modelo de savana representa o balanço de C em um sistema mais complexo, que incorporou os estratos arbóreo e herbáceo juntos, num mesmo ambiente. A diferença fundamental no submodelo savanna é a maneira pela qual se obtém a produção total do sistema, que é a soma da produção florestal e herbácea. O potencial máximo de produção do estrato herbáceo foi modificado para incluir o efeito da cobertura da copa das árvores na produtividade das herbáceas. Um modificador de sombra é calculado em função da cobertura do dossel e biomassa foliar. Aumentos da cobertura do dossel e biomassa foliar reduzem a produção potencial de herbáceas. A remoção de cada estrato é realizada de forma independente com fogo e nos comandos EVENT100, de modo que o usuário pode especificar a intensidade do fogo e frequência se o desejar. Parâmetros de remoção de incêndio para herbáceas são especificados em fire.100, enquanto os parâmetros de incêndios florestais são especificados em trem.100. Desta maneira, um incêndio nas herbáceas pode ocorrer com uma intensidade e /ou a frequência mais elevada que os incêndios florestais (METHERELL et al., 1993).

Não existem informações precisas de frequência de fogo no Cerrado. No entanto, estudos relatam que a perda de folhas das árvores mais altas não ocorre por combustão, existe uma queda em torno de 3,8 por cento no evento de queimada. Existe consumo maior do estrato herbáceo (68 a 94%) e 80 a 95% da serapilheira. Queimadas frequentes vão reduzindo o número de indivíduos com menos de 5cm de diâmetro e impedem o crescimento das plântulas de árvores. Em Indivíduos com menos de 3m de altura, o fogo consome todas as folhas (MIRANDA et al., 2002; HOFFMANN & MOREIRA, 2002; SATO, 1996; HOFFMAN & FRANCO, 2003). As simulações de fogo pelo modelo Century estão apresentadas no anexo 5.

Competição por nitrogênio é outra importante interação entre os estratos que é controlada pela área basal da floresta (BASFACT), nitrogênio total disponível, e o potencial local para a produção vegetal (SITPOT). A fração de N disponível para a absorção da árvore é calculado como uma função da área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$). A fração de absorção de N por herbáceas é “um menos a fração da floresta” e se esse estrato não consumir todo o N que lhe foi atribuído, este montante é adicionado ao reservatório de N que está disponível para as árvores. Dois parâmetros específicos do local importantes para o modelo de savana são o parâmetro potencial local (SITPOT, tree.100) e o fator de conversão de área basal (BASFACT, tree.100). SITPOT controla a velocidade com que as árvores podem dominar campos abertos e é

computado em função da precipitação. No anexo 5 são apresentados valores e a figura relativa a esses parâmetros do cerrado sentido restrito.

Os trabalhos com modelagens geralmente contemplam três etapas principais: (1) etapa de calibração, que consiste na atribuição de valores aos parâmetros de entrada de forma a caracterizar uma determinada condição ambiental local específica, (2) etapa de validação, que é a comparação dos resultados de simulações preliminares com valores obtidos em campo e (3) análise de sensibilidade, que é a avaliação dos efeitos de pequenas mudanças nas variáveis de entrada sobre as variáveis de saída. Após o cumprimento dessas três etapas o pesquisador realiza a parametrização do modelo utilizando diferentes variações nos valores dos parâmetros de entrada para caracterizar os diferentes cenários que deseja avaliar (METHERELL et al., 2003; LEITE & MENDONÇA, 2003).

Ajustes na calibração do cerrado sentido restrito em equilíbrio

Foram realizadas simulações de equilíbrio (5.000 anos) para a área de cerrado nativo VN2, utilizando como dados de entrada no modelo vários atributos do solo e clima local.

As condições ambientais representadas pelo modelo foram aquelas do Cerrado nuclear, com precipitação anual média de 1.350 mm e Latossolos de textura argilosa. Os dados para calibração e validação do modelo foram obtidos nos experimentos de longo prazo localizados na Embrapa Cerrados, em Planaltina-DF (15°35'30"S a 15° 35'S e 47° 47'42"00"W a 47° 42'30"W; A altitude varia de 1.014 a 1.200 m). Os dados da série histórica de precipitação entre 1974 e 2010 foram fornecidos pela Estação meteorológica principal da Embrapa Cerrados e pelo laboratório de Climatologia da Embrapa Cerrados e foram tratados segundo Malaquias et al (2010).

Para calibração dos sistemas de manejo após a conversão do solo, foram modificados apenas os parâmetros sitio-específicos do modelo *Century Ecosystem* submodelo-*Savanna* (Century) que havia sido calibrado e validado nas condições de Cerrado (PINTO et al., 2013...em preparação). Sendo assim, para a calibração do modelo, o arquivo "SITE" foi parametrizado para reproduzir estoques de C do solo em cerrado sentido restrito (VN2) nas condições ambientais do SITIO II (descrito em detalhes no Capítulo 1). A localidade apresenta precipitação e temperaturas médias anuais de 1.350 mm e 22,25 °C. A VN2 está localizada em solo com teor de argila em torno de 50% e pH 4,8. Os outros parâmetros do modelo da vegetação nativa permaneceram constantes para garantir precisão na simulação das

taxas de decomposição e produtividade validadas para ecossistemas de cerrado sentido restrito, incluindo um regime de queimadas com ciclo de cinco anos no cerrado em estado de equilíbrio (os parâmetros da VN2 são apresentadas no anexo 5). A textura do solo apresenta 43,7% de areia, 49,6% de argila e 6,7% de silte.

Calibração do desmatamento de cerrado sentido restrito e implantação de sistemas de cultivo

Para a etapa de calibração dos sistemas de produção as simulações retrataram a cronossequência do cenário com vegetação nativa de cerrado sentido restrito (VN2 do SITIO II) desmatada em 1995 e no ano seguinte substituída por sistemas agrícolas. O cultivo de arroz ocorreu entre 1996/1998 (safras 96/7 e 97/8). A soja foi plantada nas safras 98/9 e 99/2000. Em novembro de 2000 foi instalada a pastagem que permaneceu no campo até a ocasião da coleta das amostras em novembro de 2010. Amostras de solo foram coletadas anualmente entre 1996 e 2010, nas amostras seca ao ar e armazenadas em saco plástico; os estoques de C e N do solo foram analisados em 2010 (para detalhamento da coleta de solo e análises vide Capítulo II).

No modelo Century foram ajustados parâmetros do site para mudanças no pH e densidade do solo, inseriu-se eventos de desmatamento com remoção de 80% e 50% de raízes grossas (FD2 = 0,8) e finas (FD1 = 0,5), 99% dos galhos grossos e finos, e 20% das folhas (parâmetros REMF1,2,3, respectivamente) (TREM = EVNTYP). Simulou-se a colheita de raízes pelo arquivo HARV.

Para cultivo e colheita os parâmetros HARV foram ajustados para “1” (FLGHRV = colheita de grãos). Foram realizadas alterações no multiplicador das funções de decomposição do C passivo, lento, ativo e estrutural (CLTFF) para simular eventos de revolvimento do solo, que também foram reforçadas pela simulação da transferência de 90% dos resíduos superficiais para o interior do solo (CULT) por dois eventos de cultivo consecutivos. Foram criados arquivos de culturas (CROP) com modificações para representar a produtividade do arroz, soja e braquiária observados em campo e literatura (PRDX) com ajustes na proporção de raízes/parte aérea (CFRTCEN, CFRTCW). A fertilização via N foi incluída no arroz e Brachiaria (FERT) bem como a fixação biológica da soja. Foi criado um arquivo de pastejo (GRAZ) com 60% da biomassa viva e morta retidas por evento de pastejo (FLGREM) que ocorreu duas vezes ao ano com efeito linear na produção (GRZEFF). Todas as modificações

nas sequências de eventos foram descritos no arquivo .SCH (valores de todos os parâmetros modificados e detalhes na sequência de eventos estão apresentados no anexo 5).

Validação do modelo

Esta etapa incluiu apenas dados independentes daqueles empregados na parametrização do modelo e compreende apenas o ajuste sitio-específico e adição de C pelas culturas mantendo-se rigorosamente inalterados os demais parâmetros definidos na parametrização.

A validação do modelo após o desmatamento foi realizada representando o campo experimental da Embrapa Cerrados, localizada a 15º 35'S e 47º 42'30"W e 1200 m acima do nível do mar, no município de Planaltina – DF (SÍTIO III). O solo é classificado como Latossolo Vermelho (MARCHÃO et al., 2009), e sob vegetação nativa apresenta pH 4,5, 30,9% de areia, 61,1% de argila e 7,96% de silte. A área constitui-se de um experimento de longo prazo iniciado em 1991 quando, uma área de cerrado sentido restrito foi desmatada para converter-se em diferentes sistemas de manejo e uso do solo. O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados. As parcelas experimentais possuem dimensões de 50 x 40 m (área de 2000 m²). Para avaliação dos tratamentos, uma área de cerrado nativo (VN3) foi mantida como referência para comparação com as áreas cultivadas (Figura Anexo 1). Os sistemas de uso e manejo do solo avaliados foram:

Pastagem SN: pastagem contínua em monocultivo de gramíneas sem aplicação de fertilizante nitrogenado;

Pastagem N: pastagem contínua em monocultivo de gramíneas com adição anual de 60 kg N ha⁻¹;

VN3: cerrado sentido restrito nativo adjacente às parcelas de pastagem. (Figura Anexo 1).

No estabelecimento do experimento, em 1991, foi aplicado calcário dolomítico na dose de 5,8 Mg ha⁻¹, as pastagens e os cultivos receberam quantidades de fertilizantes com P, K e micronutrientes. A fertilização de manutenção da pastagem com aplicação de N foi realizada com correção da saturação de bases a 50% + 20 kg de P₂O₅ + 50 kg de K₂O + 60 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹.

A gramínea cultivada entre os anos de 1991 e 1999 foi *Andropogon gayanus* cv. Planaltina, sendo substituída então por *Brachiaria decumbens*. Com intuito de recuperar as pastagens, em novembro de 1995, as áreas foram cultivadas com milho (DIAS, 2010). Foi utilizado o sistema de pastejo rotacionado, com período de ocupação e descanso de 14 dias. A oferta de forragem (8 a 10 kg de matéria verde por 100 kg de peso vivo) foi constante e ajustada a cada 28 dias (SÁ, 2012).

Todos os tratamentos se encontram sob Latossolo Vermelho argiloso e os dados texturais estão apresentados na tabela 6.

Para se calcular os estoques de C do solo que foram comparados às simulações do modelo Century, os teores de C relatados por JANTALIA (2005), MARCHÃO (2007) e SÁ (2012) foram ajustados pela massa de solo do cerrado sentido restrito no intervalo de profundidade de 0-20 cm relatado por JANTALIA et al. (2006).

Quanto a simulação, para o ajuste da adição de C pelos sistemas de culturas que compõem os tratamentos foram alterados os parâmetros da produtividade da espécie utilizada até atingir a adição observada nos campos de pastagem (DIAS, 2010) (arquivo CROP.100; parâmetro prdx; *Andropogon gayanus* = 0,40; *Brachiaria decumbens*: 0,60; Anexo 5).

As simulações de cenários da vegetação nativa foram efetuadas para reproduzir as condições de cerrado em equilíbrio nas condições ambientais da VN3 submetido a ciclos de queimadas com frequências de 5 e 2,5 anos. O primeiro regime, com ciclo de queimadas de 5 anos foi simulado para retratar os efeitos do regime de queimadas com menor impacto antrópico (COUTINHO, 1990; MIRANDA et al., 1996; MIRANDA, 2000). O ciclo de 2,5 anos retratou o aumento da frequência de queimadas acidentais devido ao impacto do crescimento urbano a partir da década de 1960 no Distrito Federal descrito por Lourival Vilela (comunicação pessoal). A ocupação do Cerrado nas últimas décadas aumentou a incidência de queimadas antrópicas para regimes de 1 a 2 anos (KLINK & MOREIRA, 2002). Tanto o tipo de fogo como os eventos de queima simulados pelo modelo estão apresentados no anexo 5.

Após o desmatamento do cerrado VN3 com e sem fogo em 1991, o estabelecimento das pastagens ocorreu por simulações efetuadas com e sem adição anual de 60 kg de fertilizante nitrogenado, compondo as seguintes representações:

- Pastagem com adição de 60 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ após desmatamento do cerrado que se encontrava sob um evento de fogo a cada 2,5 anos, ou seja, regime de queimadas com ciclo de 2,5 anos (**N-2,5**).
- Pastagem com adição de 60 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ após desmatamento do cerrado que se encontrava sob um evento de fogo a cada 5 anos, ou seja, regime de queimadas com ciclo de 5 anos (**N-5**).
- Pastagem sem adição N após desmatamento do cerrado que se encontrava sob um evento de fogo a cada 2,5 anos, ou seja, regime de queimadas com ciclo de 2,5 anos (**SN-2,5**).
- Pastagem sem adição N após desmatamento do cerrado que se encontrava sob um evento de fogo a cada 5 anos, ou seja, regime de queimadas com ciclo de 5 anos (**SN-5**).

Em todos os casos a reforma das pastagens foi simulada representando a aplicação de fertilizantes e corretivos utilizada nos campos experimentais do SITIO III.

E por fim, para se avaliar a acurácia dos resultados simulados pelo modelo Century em relação aos valores medidos em campo foram realizados testes estatísticos relativos à raiz quadrada do erro (RMSE), por meio do programa MODEVAL 2.0 (SMITH et al., 1997) dentro do intervalo de confiança (95%) dos resultados mensurados em campo.

Sequência dos eventos em simulações de cenários futuros

Foram realizadas simulações futuras em continuidade ao manejo atual com pastagens contínuas até 2030 e com modificações após 2011 com inclusão de rotação de culturas anuais com pastagens perenes:

- Cerrado sentido restrito denso sobre solo com 50% de argila (VN2), desmatamento em 1995, quatro anos de lavoura seguida de pastagem até 2030 com 0, 30 e 60 kg de N.
- cerrado sentido restrito sobre solo com 60% de argila (VN3) com regime de queimadas em ciclo de 2,5 e 5 anos, desmatamento em 1991, pastagem com aplicação de 60 kg de N, milho em 1995, pastagem contínua até 2030. A pressão

de pastejo foi moderada (remoção de 20% da biomassa aérea a cada mês de pastejo durante a época da chuva e 5% de remoção na época da seca) (DIAS, 2010).

- cerrado sentido restrito sobre solo com 60% de argila (VN3) com regime de queimadas em ciclo de 2,5 e 5 anos, desmatamento em 1991, pastagem com aplicação anual de 60 kg de N, milho em 1995, pastagem continua até 2011 e integração lavoura pecuária entre 2012 e 2030 simulando o que ocorre em campos de produção no Cerrado, onde o ciclo de pastagem é de quatro anos e o de lavoura é de duas estações de crescimento (integração temporal), consistindo no plantio de soja por um ano e no segundo, a introdução da pastagem, em plantio simultâneo com soja. Para os cultivos de soja o solo foi preparado com de revolvimento do solo. A pressão de pastejo foi moderada (remoção de 20% da biomassa aérea a cada mês de pastejo durante a época da chuva e 5% de remoção na época da seca) (DIAS, 2010).

O funcionamento do modelo Century, bem como dos seus submodelos, suas equações e pressupostos e a maneira como os coeficientes foram determinados podem ser obtidos detalhadamente na sua publicação original (PARTON et al., 1987).

Análises estatísticas

Para o SITIO II a verificação estatística da significância dos tratamentos foi feita pela Análise de Variância (ANOVA). Para a comparação das médias foi utilizado o teste de Tukey, ao nível de probabilidade de 5%. Todas as análises foram realizadas pelo software SAS versão 9.1.2. (SAS Institute 2009).

E por fim, para se avaliar a acurácia dos resultados simulados pelo modelo Century em relação aos valores medidos em campo foram realizados testes estatísticos relativos a raiz quadrada do erro (RMSE), por meio do programa MODEVAL 2.0 (SMITH et al., 1997) dentro do intervalo de confiança (95%) dos resultados mensurados em campo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ajustes na calibração do cerrado sentido restrito em equilíbrio

O modelo *Century Ecosystem 4.5 Savanna* (Century) foi calibrado e validado por associação e convergência significativas entre valores simulados e observados em 20 pontos de Cerrado distribuídos em solos com variações nos teores de argila e nos atributos climáticos (Figura 25). As localidades distribuíram-se pelos estados de MG, GO, MA, BA, DF, MS, MT, TO e PI com precipitação anual média variando de 975 a 1839 (média = 1473 ± 220 mm) e densidade média do solo de $1,2 \pm 0,17$ g.cm⁻³). As concentrações de argila variaram entre 17 e 81% (média = $46,7 \pm 25,8\%$). Os maiores estoques de C no intervalo de profundidade de 0-20 cm foram encontrados no sul de Goiás (Mg C ha⁻¹ 60,6; argila = 69,5%) e os menores a Oeste da Bahia (C = 13,2 Mg C ha⁻¹; argila = 18,2%) (PINTO et al., 2013, em preparação). O melhor comportamento do modelo ocorreu em Latossolos com os teores de argila entre 40-70% (Figura 25).

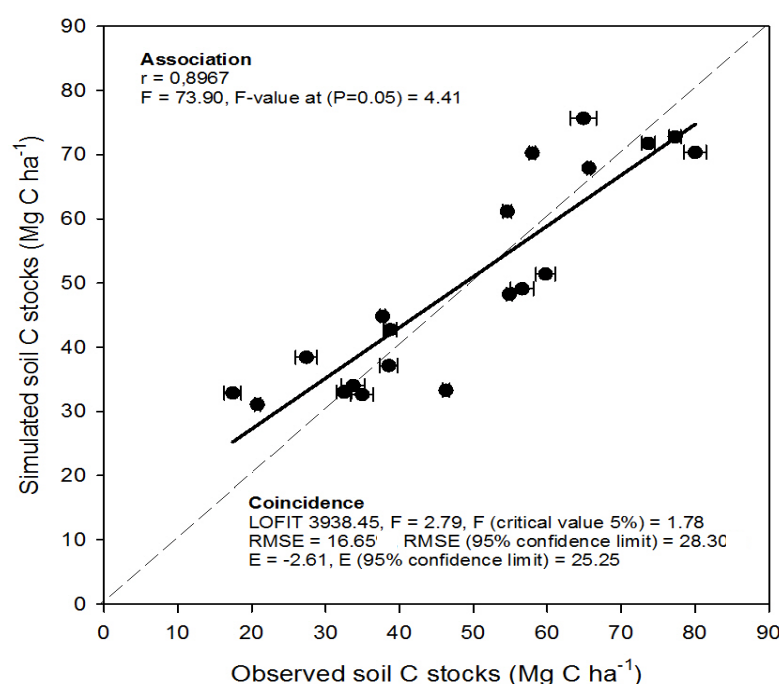


Figura 25. Validação de modelo *Century Ecosystem Savanna* (Century) para cerrado sentido restrito (PINTO et al., 2013... em preparação).

Para calibração e validação dos sistemas de manejo após a conversão do solo, foram modificados apenas os parâmetros sítio-específicos do modelo *Century Ecosystem* submodelo-*Savanna* (Century) que havia sido calibrado e validado nas condições de Cerrado (Figura 25). Sendo assim, o arquivo “SITE” foi parametrizado para reproduzir estoques de C do solo em cerrado sentido restrito (VN2) nas condições ambientais do SÍTIO II na Embrapa

Cerrados, Distrito Federal. A localidade apresenta precipitação e temperaturas médias anuais de 1.350 mm e 22,25 °C. A VN2 está localizada em solo com teor de argila de 50% pH 4,8. Os outros parâmetros do modelo permaneceram constantes para garantir a acurácia na simulação das taxas de decomposição e produtividade validadas para ecossistemas de cerrado sentido restrito, incluindo o ciclo de queimadas de cinco anos no cerrado em estado de equilíbrio (os parâmetros da VN2 são apresentadas no anexo 2).

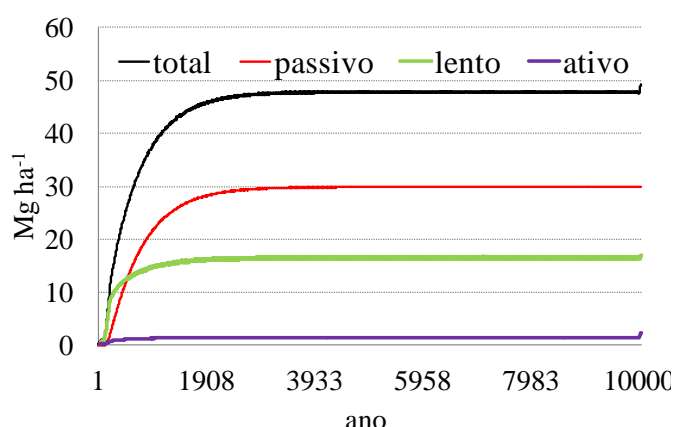
O clima da região corresponde ao tipo Aw (tropical chuvoso), segundo classificação de Köppen, com presença de invernos secos e verões chuvosos, com precipitação anual entre 1974 e 2010 de 1.349 mm e temperatura média de 22,25 °C. (Tabela 24).

Tabela 24. Médias mensais das temperaturas máxima, mínima e precipitação, no período de 1974 a 2010, na estação climática da Embrapa Cerrados/INPE, Planaltina, DF.

Mês do ano	Temperatura máxima			Temperatura mínima			Precipitação		
	Média	Desvio	Skew	Média	Desvio	Skew	Média	Desvio	Skew
1	27,46	1,17	-0,79	17,81	0,70	-0,49	23,99	13,40	1,18
2	27,75	1,00	-0,30	17,77	0,61	-0,50	18,71	9,76	0,74
3	27,91	1,09	-0,28	17,76	0,60	-0,16	20,73	12,44	0,42
4	27,79	0,94	-0,10	17,13	0,87	0,13	9,34	5,46	0,50
5	27,10	0,94	-0,44	15,25	1,11	0,50	2,48	2,79	2,75
6	26,48	0,73	-0,42	13,61	1,24	1,56	0,44	0,85	2,26
7	26,64	1,08	-0,49	13,26	0,82	0,62	0,44	1,21	4,35
8	28,43	0,85	0,00	14,93	1,02	0,38	1,56	2,07	1,78
9	29,74	1,30	-0,37	16,89	0,70	-0,52	3,91	3,71	0,95
10	29,28	1,72	0,35	17,85	0,54	0,40	12,38	8,69	1,70
11	27,73	1,06	0,60	17,85	0,50	-0,20	18,19	7,83	0,50
12	27,42	1,56	1,92	17,89	0,57	-0,46	22,79	9,13	1,85

Fonte: Adaptado de dados brutos do Laboratório de Climatologia da Embrapa Cerrados.

Nessas condições, os estoques de C se estabilizaram em torno de 4.000 anos após a inicialização do modelo (Figura 26). As curvas assintóticas indicam a estabilização dos estoques em um estado de equilíbrio dinâmico, no qual existe um balanço entre as entradas através da deposição da serapilheira e a perda de carbono do solo na forma de CO₂, oriundo da respiração dos organismos do solo.



Fração de C	Simulado	Observado	ΔC
		Mg ha ⁻¹	%
Total	49,2	47,6 ($\pm 3,1$) ¹	3,5%
Passivo	29,9	37,1 ²	24,2%
Lento	16,5	9,60 ($\pm 2,1$) ³	42%
Ativo	1,64	0,78 ($\pm 0,09$) ⁴	

¹ COT (combustão a seco); ² C-residual; ³ C-MOP; ⁴ C-BIO (METHERELL et al., 1993). ΔC (erro = (simulado-observado)/observado)*100)

Figura 26. Valores simulados e observados dos compartimentos de C do solo em cerrado sentido restrito no sítio II (0-20 cm de profundidade); total: estoques de C total do solo; passivo: estoques de C no compartimento passivo da MO; lento: estoques de C no compartimento lento da MO; ativo: estoques de C no compartimento ativo da MO. ΔC : diferença entre os valores simulados e observados em percentagem. Para os valores observados, os compartimentos ativo, lento e passivo são representados pelo C-BIO (METHERELL et al., 1993), C-MOP e C-residual.

Os valores simulados de estoque de C no solo (49 Mg C ha⁻¹) foram semelhantes aos observados (47,6 Mg C ha⁻¹) no intervalo de 0-20 cm de profundidade na VN2, com diferenças menores que 4% (figura 26) do observado em relação ao modelado. Essa convergência entre os valores simulados e medidos em campo indicam que o modelo está replicando com verossimilhança a realidade e foi capaz de simular o estoque de C do solo para a condição de equilíbrio dinâmico.

A relação entre os reservatórios conceituais (ativo, lento e passivo) e os compartimentos C-BIO, C-MOP e C-residual medidos em campo apresentou maiores disparidades. Os estoques observados de C da MOP representaram 42% do C simulado pelo compartimento lento da MO e o compartimento passivo simulado foi 24% menor que o observado nos dados de campo de C-residual. Os estoques observados em campo de C na biomassa microbiana foram de 0,78 Mg C ha⁻¹ ou 1,6% do COT. O modelo Century simulou valores em torno de 3,3% do estoque de C representado pelo compartimento ativo da MO.

Verificou-se que os valores de C simulados pelo modelo no compartimento ativo (1,64 Mg C ha⁻¹), equivalem a 2,1*C-BIO (figura 26). Esses valores se encontram dentro da amplitude proposta pelos idealizadores do modelo (METHERELL et al., 1993). Segundo os autores, o reservatório ativo da MO é composto pelos microrganismos e os subprodutos microbianos do solo e representa ~2 a 3 vezes a biomassa microbiana do solo (figura 26).

De forma geral, nos estudos de dinâmica da MO em solos tropicais, o C da biomassa microbiana, determinada por métodos de extração, é comparada com o compartimento ativo do C do solo e o C-MOP (C da matéria orgânica particulada; CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992) está relacionado ao compartimento lento a MO (LEITE et al., 2003), no entanto, as

complexidades estruturais e a proteção física da MO nos solos de mineralogia distinta podem dificultar a correspondência entre os compartimentos conceituais pressupostos em modelos e as frações quantificáveis da MOS. O reservatório lento do modelo inclui material vegetal estrutural resistente à decomposição e parte dos subprodutos do metabolismo microbiano que foram estabilizados no solo. A Matéria orgânica particulada extraída pelo método granulométrico (CAMBARDELLA & ELLIOT, 1992) exclui subprodutos da decomposição que se apresentam em frações $<0,53 \mu\text{m}$.

Os próprios idealizadores do Century (PARTON et al., 1987; METHEREL et al., 1993) comentam que os compartimentos da MOS simulados pelo modelo são teóricos (conceituais) e não podem ser comparados diretamente às frações físicas granulométricas ou densimétricas, entretanto, algumas relações podem ser realizadas com sucesso após os ajustes nos parâmetros de decomposição do modelo.

Existem diferenças consistentes entre o modelo *Century Ecosystems* original no qual o modelador escolhe representar ou o estrato arbóreo ou o estrato herbáceo em ecossistemas distintos, e o modelo *Century Ecosystem* submodelo-savanna. Nesse último, o potencial de produção (SITPOT) é dinâmico e computado em função da precipitação, área basal das árvores e disponibilidade de N, que determinam a competição entre os estratos arbóreo e herbáceo por luz, água e nutrientes no mesmo ecossistema. Ainda que não tenham sido encontradas referências da utilização do submodelo-Savanna para o Cerrado no que se refere aos compartimentos da MO, nossos resultados estão de acordo com relatos de que as simulações com o modelo Century nas versões 4.0 e 4.5 (apenas estrato arbóreo) para estoques de C no centro norte do Brasil (WENDLING, 2007; LEITE et al., 2004; CARVALHO, 2010). Esses estudos relataram diferenças entre o modelado e o observado entre 4 e 12% nos estoques de C do solo, mas nos compartimento ativo as diferenças entre o modelado e observado variaram de -25 a 100% (WENDLING, 2007; LEITE et al., 2004; CARVALHO, 2010).

LEITE et al (2004) mencionaram estoques de C na fração lenta estimados pelo modelo na magnitude de $30,1 \text{ Mg ha}^{-1}$, cerca de duas vezes o estoque observado ($17,4 \text{ Mg ha}^{-1}$). No compartimento passivo, o modelo estimou estoque menor ($32,3 \text{ Mg ha}^{-1}$) do que o verificado ($44,9 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Quanto ao compartimento vegetal, às simulações de equilíbrio sob vegetação nativa de cerrado sentido restrito foram capazes de representar satisfatoriamente a produção e partição de biomassa aérea e radicular observados nesse ecossistema nativo. Tanto a produtividade primária líquida (NPP) como o C da biomassa aérea e radicular simuladas pelo modelo estão de acordo com os dados encontrados na literatura para cerrado sentido restrito denso (tabela 25).

Tabela 25. Estoques de C da fitomassa em cerrado sentido restrito no Distrito Federal (Mg C ha⁻¹) e simulados pelo modelo Century Savannas.

Referência	C da fitomassa (Mg ha ⁻¹) ¹		
	Aérea	Raízes grossas	Raízes totais
CASTRO & KAUFFMAN (1998)	12,4	17,5	24,9
ABDALA ET AL (1998)	18,4 ²	10,7	20,6
Média	15,4 (±4,2)	14,0 (±4,8)	22,7 (±3,1)
Simulado pelo modelo Century	12,84	15,29	25,03

¹ Assumindo C = 0,47 fitomassa (IPCC, 2006); ² 15,8 biomassa e 2,6 de necromassa.

As estimativas de estoques de carbono na biomassa de cerrado sentido restrito denso no Distrito Federal ficam em torno de 15,4 (±4,8) Mg C ha⁻¹ na biomassa aérea e 22,7 (±3,1) na biomassa radicular relatados por ABDALA et al., (1998) e CASTRO & KAUFFMAN (1998). A razão raiz/parte aérea simulada foi de 1,94, o que está em consonância com as variações entre 1,3 (REZENDE, 2002) e 2,6 (CASTRO & KAUFFMAN, LILIENFEIN et al., 2001) para cerrado arbóreo. O modelo simulou uma produtividade primária líquida (NPP) de 6,48 Mg C ha⁻¹ano⁻¹ para o sistema e 3,5 Mg C ha⁻¹ano⁻¹ para herbáceas (Figura 27). Esses valores estão dentro da faixa relatada por GRACE et al., (2006) para savanas (7,2 ±2 Mg C ha⁻¹ano⁻¹) e abaixo daqueles encontrados em florestas tropicais (NPP=11,2 ± 4,2 Mg C ha⁻¹ano⁻¹; GRACE et al., 2001). A NPP do estrato herbáceo está em conformidade com os valores entre 2,42 - 3,27 Mg C ha⁻¹ano⁻¹ encontrados em cerrado sentido restrito no Distrito Federal (BATMANIAN, 1993).

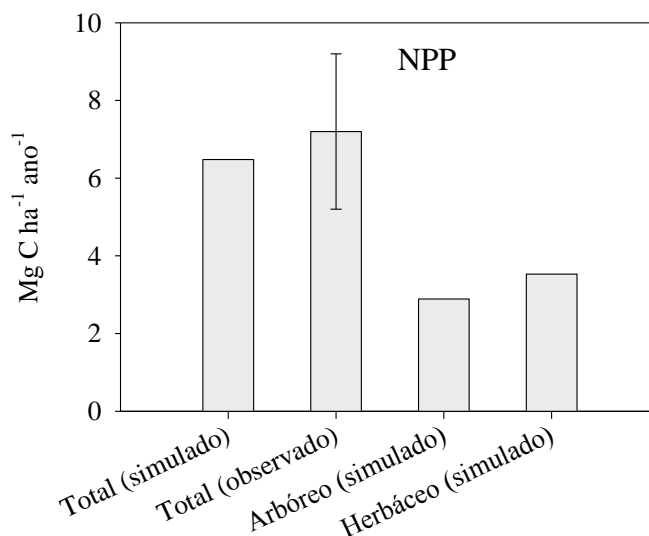


Figura 27. Produtividade primária líquida (NPP) observada e simulada pelo modelo Century para cerrado sentido restrito (VN2).

Calibração dos eventos após desmatamento do cerrado

Para a etapa de calibração dos sistemas de produção, as simulações do modelo retrataram o cenário com vegetação nativa de cerrado sentido restrito (VN2 do SITIO II) desmatada em 1995 e no ano seguinte substituída por sistemas agrícolas. O cultivo de arroz ocorreu entre 1996/1998 (safras 96/7 e 97/8). A soja foi plantada nas safras 98/9 e 99/2000. Em novembro de 2000 foi instalada a pastagem que permaneceu no campo até a ocasião da coleta das amostras em novembro de 2010.

No modelo Century foram ajustados parâmetros do site para mudanças no pH e densidade do solo; inseriram-se eventos de desmatamento com remoção de raízes (TREM e HARV) e cultivo (CULT), e foram realizadas alterações no multiplicador das funções de decomposição do C passivo, lento, ativo e estrutural (CLTFF) para simular eventos de revolvimento do solo, que também foram reforçados pela simulação da transferência de 90% dos resíduos superficiais para o interior do solo (CULT). Foram criados arquivos de culturas (CROP) com modificações para representar a produtividade do arroz, soja e braquiária observados em campo e literatura (PRDX) com ajustes na proporção de raízes/parte aérea (CFRTCW). A fertilização via N foi incluída no arroz e braquiária (FERT) bem como a fixação biológica da soja. Foi criado um arquivo de pastejo (GRAZ) com 60% da biomassa e morta retidas por evento de pastejo (FLGREM) que ocorreu duas vezes ao ano com efeito linear na produção (GRZEFF). Todas as modificações nas sequências de eventos

foram descritos no arquivo *schedule* (.sch) (valores de parâmetros modificados e detalhes na sequência de eventos estão apresentados no anexo 2).

Na tabela 26 são apresentados os dados observados em campo no experimento conduzido no SITIO II. Ao longo de 15 anos após a retirada do cerrado (VN2), foram observadas reduções nos estoques de carbono de 3% com perdas de 9,7 Mg C ha⁻¹ (-20,4%) até 2002 e recuperação de 8,22 Mg C ha⁻¹ entre 2002 e 2010. Nos últimos oito anos, foram recuperados 85% do COT perdido nos primeiros sete anos.

Tabela 26. Variações nos estoques observados de C (0-20 cm de profundidade) em um período de 15 anos após a substituição de cerrado sentido restrito (VN2) por sistemas cultivados.

Intervalo	Estoque	ΔC			
		Referência: Intervalo		Referência: 1995	
Ano	Mg C ha ⁻¹	Mg C ha ano ⁻¹	%	Mg C ha ano ⁻¹	%
1995 ¹	47,52 (3,05)				
1995-1998	43,14 (0,44)	-1,46	-3,1	-4,38	-9,2
1998-2000	39,57 (0,47)	-1,78	-4,1	-7,95	-16,7
2000-2002	37,84 (1,61)	-0,87	-2,2	-9,68	-20,4
2002-2004	41,17 (1,69)	+1,66	+4,4	-6,35	-13,4
2004-2006	43,57 (8,43)	+1,20	+2,9	-3,95	-8,3
2006-2008	44,74 (3,90)	+0,63	+1,5	-2,68	-5,6
2008-2010	46,06 (3,60)	+0,61	+1,4	-1,46	-3,1

** (coletas realizadas em novembro de 1995, 1998, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008, 2010). Desvio padrão da média em parênteses. ¹cronossequência 1995-2010: cerrado sentido restrito - (1996-2000) lavoura (revolvimento por dois anos com arado de discos e plantio de arroz e dois anos com arado de aivecas e plantio de soja) - (2000-2010) pastagem com *Brachiaria brizantha*.

Entre 1995 e 1998 a taxa média de perdas de carbono foi de -1,46 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Após 1998, tanto as perdas de COT até 2002 como o acúmulo de carbono entre 2002-2010 apresentaram taxas decrescentes com médias de 1,38 e 0,65, respectivamente Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

A menor taxa anual de perda de C nos três primeiros anos com aumento nos dois anos seguintes pode ser atribuída ao aumento dos estoques de C no primeiro ano devido à retirada do cerrado, quando permaneceram no campo raízes finas e serapilheira que foram

incorporados ao solo com o revolvimento. Esse material representou substrato prontamente disponível para decomposição, o que provavelmente aumentou temporariamente o C no compartimento ativo e lento, que foi perdido nos anos consecutivos com a oxidação da MO lábil devido a cinco eventos de operações sob manejo convencional do solo (aração seguida de gradagem) e um último revolvimento na instalação da pastagem.

Os dados observados e simulados pelo modelo Century apresentaram uma correlação de 0,93 e erros menores que 7% (figura 28a). Os valores simulados foram de 49,2 (erro 3%), 44,7 (erro 4%), 41,9 (erro 6%); 40,6 (erro 7%); 41,6 (erro 1%); 43,2 (erro -1%); 44,8 (erro 0,1%), 46,2 (erro 0,3%) em 1998, 2000, 2002, 2004, 2006, 2008 e 2010, respectivamente.

Esses resultados revelam que o modelo Century parametrizado para conversão do Cerrado a cultivo foi eficiente em simular tanto uma rápida queda nas taxas de perda de carbono com o revolvimento do solo como as taxas decrescentes de acúmulo de C após a instalação da pastagem na cronosequência cerrado-cultivo-pastagem.

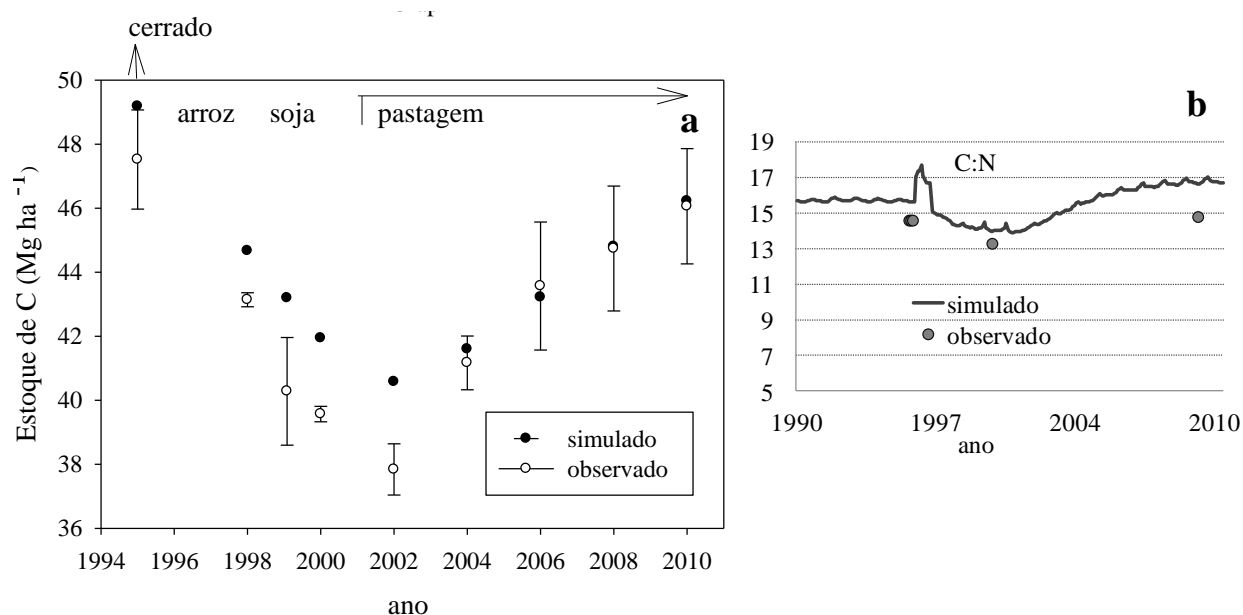


Figura 28. Dados observados e simulados de C total (a) e razão C:N (b) pelo modelo Century na cronosequência 1995-2010: cerrado sentido restrito - quatro anos de lavoura (revolvimento por dois anos com arado de discos e plantio de arroz e dois anos com arado de aivecas e plantio de soja) - 11 anos de pastagem com *Brachiaria brizantha*. Correlação 0,926 ($p = 0,003$).

O comportamento da simulação da razão C:N do solo foi semelhante aos estoques de C, com reduções durante quatro anos de cultivo agrícola (arroz e soja). Com a implantação da pastagem houve um aumento da razão C:N com tendência a estabilização em torno de 17 (Figura 28b). O modelo superestimou em 7% a média da razão C:N do cerrado (modelado = 15,6, observado = $14,6 \pm 0,7$) e em 5% a média dos sistemas de cultivo em 2000 (modelado =

13,9, observado = $13,3 \pm 0,9$) e 21% a média da pastagem (modelado = 16,6; observado = $13,7 \pm 0,9$).

Embora nesse estudo os dados simulados de razão C:N tenham evidenciado uma convergência razoável com os dados observados, a maioria dos trabalhos referentes ao modelo Century não apresentam a dinâmica do N, o que pode ser devido à maior dificuldade do modelo em simular adequadamente a dinâmica deste elemento no solo (LEITE et al., 2004; FERNANDES, 2002; WENDLING, 2007). WENDLING (2007), ao simular os efeitos de diferentes usos e manejos no C e N do solo em Cerrado no Brasil, observou que o modelo não apresentou o mesmo desempenho para o N em relação às simulações para o C.

Os valores simulados de estoque de C após 15 anos de cultivo agrícola e pastagem ($46,06 \text{ Mg ha}^{-1}$) apresentaram convergência quase que total aos valores observados ($46,06 \text{ Mg ha}^{-1}$). Quanto aos compartimentos da MO, o modelo superestimou o compartimento lento e subestimou o compartimento passivo em 24,1 e -11,3%, respectivamente, o que está dentro do limite de 25% de erro propostos por PARTON et al. (1993) (Tabela 27).

Tabela 27. Variações entre os estoques observados e simulados de C do solo (0-20 cm) após 15 anos da substituição de cerrado sentido restrito (VN2) por sistemas cultivados.

Fração de C	Simulado	Observado	ΔC
	Mg ha^{-1}		%
Total	46.07	$46.06 (\pm 0,9)^1$	0.02%
Passivo	33.19	36.94^2	-11.3%
Lento	12.01	$9.12 (\pm 0,9)^3$	24.1%

ΔC : diferença entre os valores simulados e observados em percentagem. ¹ Para os valores observados o compartimento lento e passivo são representados pelo C-MOP e C-residual: COT (combustão a seco); ² C-residual; ³ C-MOP; ΔC erro = (((simulado-observado)/observado)*100).

As simulações apresentaram alta sensibilidade da fração ativa após a conversão com variações de curto prazo decorrentes das intervenções associadas às diferentes técnicas de manejo empregadas entre 1996 a 2000. Após 2011, com o estabelecimento da pastagem, esse reservatório continuou respondendo com pequenas variações (<9%) resultantes da simulação de ciclos anuais de umedecimento/seca do clima sazonal do Cerrado (Figura 29b).

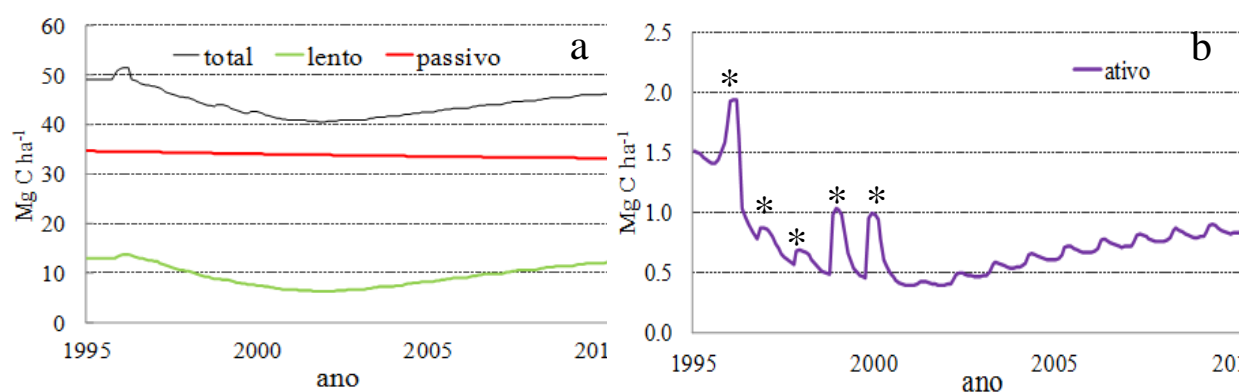


Figura 29. Dados observados e simulados dos compartimentos de C do solo pelo modelo Century na cronossequência 1995-2010: cerrado sentido restrito - quatro anos de lavoura (revolvimento por dois anos com arado de discos e plantio de arroz e dois anos com arado de aivecas e plantio de soja) - 11 anos de pastagem com *Brachiaria brizantha*. * (eventos de revolvimento)

Enquanto a fração passiva sofre suaves reduções lineares constantes, as curvas de perdas e ganhos de C são semelhantes entre o carbono total e o reservatório lento, indicando que os maiores impactos do manejo ocorreram sobre o último (Figura 29a). Ou seja, as maiores variações do C são decorrentes de alterações no reservatório lento. Verifica-se que as variações do compartimento ativo em resposta aos eventos de manejo são mais imediatas e tais efeitos tem duração mais rápida em relação às respostas do compartimento lento, cujas variações permanecem alteradas por mais tempo. DIAS (2010), relatou comportamentos semelhantes de variações da fração ativa para simulações em sistemas de manejo agropecuários no Cerrado pelo modelo Century.

O modelo subestimou a produção de grãos, mas foi eficiente em simular a produção de C da biomassa aérea da pastagem cujos dados observados foram em média $5,0 (\pm 1,73) \text{ Mg C ha}^{-1}$ e os dados modelados foram de $5,01 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Tabela 28).

Tabela 28. Carbono da fitomassa aérea e de grãos na cronossequência 1996-2010.

C-fitomassa (safra)	Cultura				
	Arroz (1996/7)	Arroz (1997/8)	Soja (1998/9)	Soja (1999/0)	<i>Brachiaria</i> (2000-2010) ¹
Observado	Mg ha^{-1}				
Aérea	2.08 (0,42)	1.39 (0,30)	2.08 (0,42)	2.87 (0,35)	5.00 (1,73)
Grãos	1.69 (0,51)	1.11 (0,39)	1.68 (0,50)	2.02 (0,52)	-
Simulado	Mg ha^{-1}				
Aérea	1.88	2.27	2.28	2.28	5,01
Grãos	0,65	0,65	1.66	1.66	-

¹média de cinco anos

Validação dos eventos após desmatamento do cerrado

Esta etapa incluiu apenas dados independentes daqueles empregados na parametrização do modelo e compreende apenas o ajuste sitio-específico e adição de C pelas culturas mantendo-se rigorosamente inalterados os demais parâmetros definidos na parametrização.

As simulações representaram dinâmica do C em um experimento de longa duração após desmatamento de cerrado sentido restrito (VN3) e substituição por pastagem em 1991 nas condições climáticas do Distrito Federal em solo com 61% de argila, (JANTALIA, 2005; JANTALIA et al., 2006; MARCHÃO, 2007; MARCHÃO et al., 2009; SÁ, 2011). Para o ajuste da adição de C pela biomassa das espécies que compõem os tratamentos foram alterados os parâmetros da produtividade até atingir a adição observada em campo (DIAS, 2011) (arquivo CROP.100/PRDX; Anexo 2).

As simulações da VN3 foram efetuadas para reproduzir as condições de cerrado em equilíbrio submetido a ciclos de queimadas com frequências de 5 e 2,5 anos. O primeiro regime foi simulado para retratar os efeitos do regime de queimadas com menor impacto antrópico (COUTINHO, 1990; MIRANDA et al., 1996). O ciclo de 2,5 anos retratou o aumento da frequência de queimadas acidentais devido ao impacto do crescimento urbano a partir da década de 1960 no Distrito Federal descrito por Lourival Vilela (Comunicação Pessoal). A ocupação do Cerrado nas últimas décadas aumentou a incidência de queimadas antrópicas para regimes de 1 a 2 anos (KLINK & MOREIRA, 2002).

Após o desmatamento do Cerrado em 1991, o estabelecimento das pastagens ocorreu por simulações efetuadas com e sem adição anual de 60 kg de fertilizante nitrogenado.

Os teores de C observados nesse SITIO III foram verificados em 2002, 2004 e 2011 nos trabalhos de JANTALIA (2005), MARCHÃO (2007) e SÁ (2011), respectivamente. Nesse estudo, os estoques foram calculados com base nesses teores supracitados e depois foram ajustados pela massa de solo do cerrado sentido restrito no intervalo de profundidade de 0-20 cm, como relatado por Jantalia et al (2006). Nessa cronosequência verificaram-se estoques de C na ordem $52,9 \pm 3,7$, $42,4 \pm 5,0$, $51,7 \pm 5,28$ Mg ha⁻¹, para o cerrado sentido restrito (avaliado em abril de 2002) - pastagem sem adição de N avaliada em abril de 2002 e março de 2010, respectivamente (figura 31b1). Na cronosequência com pastagem fertilizada (60 kg N ano⁻¹) foram observados estoques de C de $52,9 \pm 3,7$, $50,0 \pm 1,2$, $50,1 \pm 0,8$ Mg ha⁻¹

para a cronossequência cerrado sentido restrito (avaliado em abril de 2002) - pastagem em abril de 2002 e novembro de 2004, respectivamente (figura 30b1).

Nas figuras 30 e 31 estão apresentados os resultados gráficos e na Tabela 29 as associações estatísticas (grau de aproximação) entre os dados observados no SITIO III e as simulações realizadas para reproduzir estoques de C do solo.

Tabela 29. Comparações entre os valores de C total do solo simulados e observados em 21 anos após a substituição do cerrado por pastagem com e sem aplicação de N fertilizante.

Análises ¹	Manejo do cerrado e da pastagem ²				
	Aplicação anual de N na pastagem	60 kg ha ⁻¹		Sem	
	Ciclo de queimadas no Cerrado (anos)	5	2,5	5	2,5
r =		0.9993	0,9997	0.658	0,9978
F = ((n-2) r^2) / (1-r^2)		712.25	1686,3	0,76	223,7
F-valor a (P=0.05)		161.45	161,45	161.45	161,45
Associação significativa?		sim	sim	não	sim
RMSE = Raiz quadrada do erro do modelo		3.99%	0,80%	9.58%	8,50%
RMSE (95% intervalo de confiança)		11.67%	11,67%	20.67%	20.67%
Erro total significativo?		não	não	não	não
E- erro relativo		1,49	0,33	-6,28	-4,41
E (95% intervalo de confiança) = +/-		10,81	10,81	20,45	20,45
Desvio significativo?		não	não	não	não
LOFIT = <i>Lack of Fit</i>		49.04	1,96	264.98	208,40
F = MSLOFIT/MSE		0.74	0,03	2.70	2,12
F (critico 5%)		5.12	5,12	5.59	5.59
Erro significativo entre observado e simulado?		não	não	não	não

¹ análises realizadas pelo *software* Modeval 2.0 para comparação de dados modelados e observados (SMITH et al., 1997) ²cronossequência (1991-2011): Cerrado (1991) – pastagem (1991-1995) - (milho 1995) – pastagem (1995-2011). Ciclo de fogo no cerrado de 5 e 2,5 anos antes do desmatamento.

A acurácia das simulações foi avaliada pelas análises estatísticas de *lack of fit* (LOFIT) e raiz quadrada do erro médio (RMSE) (Tabela 28). SMITH et al (1997) propuseram estas

análises para testar a acurácia de modelos quando há disponibilidade de repetições obtidas a campo. O teste F para significância do LOFIT indicou que o erro total dos valores simulados em todos os sistemas é significativamente menor que o erro inerente dos valores observados a campo.

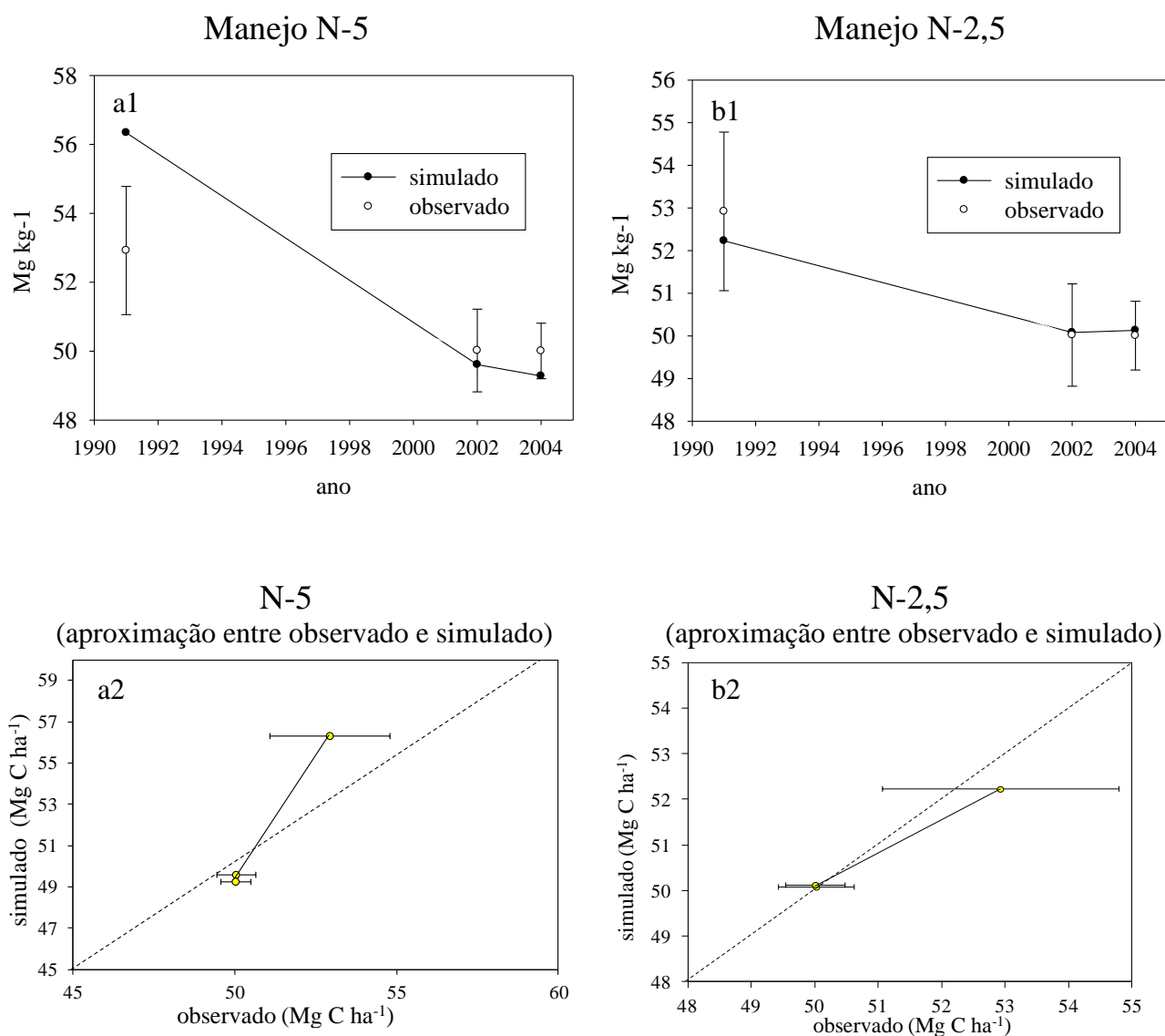


Figura 30. Associações entre valores de C total do solo simulados e observados em 21 anos após a substituição do cerrado por pastagem com aplicação anual média de 60 kg de N ha⁻¹. N-5: regime de queimadas com ciclo de cinco anos; N-2,5: regime de queimadas com ciclo de 2,5 anos.

Também para todos os sistemas avaliados a RMSE calculada esteve dentro do intervalo de confiança (95%) dos dados observados, demonstrando que as modificações realizadas nos parâmetros do modelo estão condizentes com a dinâmica do C do solo nas condições edafoclimáticas do local de estudo.

Em termos gerais as maiores convergências entre os valores simulados e observados dos estoques de C total do solo ocorreram no cerrado sob ciclo de queimadas de 2,5 anos com

adição de fertilizante nitrogenado (N-2,5) seguidas pelo cerrado sob ciclo de queimadas de 5 anos com adição de fertilizante nitrogenado (N-5) (Tabela 6). Em ambos os casos houve relação entre os valores observados e simulados ($r = 0,99$). O erro do modelo apresentado pelo RMSE (N-2,5 = 0,80%; N-5 = 3,99%) não foi significativo dentro do intervalo de confiança RMSE-95% (11,67%), o que significa que os erros são baixos. O desvio também foi baixo, (E comparado a E-95%CI). O valor de LOFIT, que ajusta o erro desconsiderando as réplicas, não foi significativo entre o simulado e observado no N-2,5.

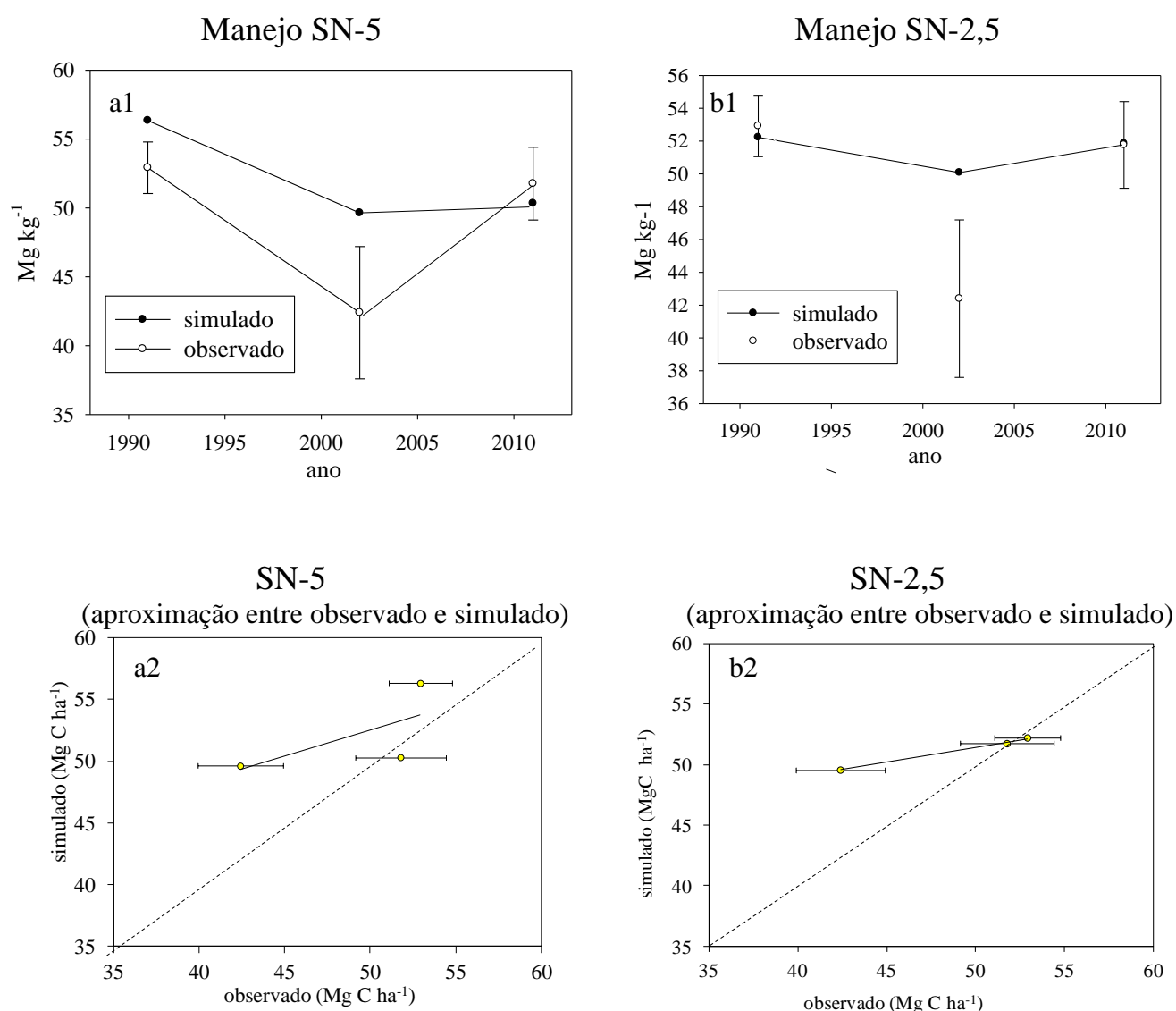


Figura 31. Associações entre valores de C total do solo simulados e observados em 21 anos após a substituição do cerrado por pastagem sem aplicação de N. SN-5: regime de queimadas com ciclo de cinco anos; SN-2,5: regime de queimadas com ciclo de 2,5 anos.

No caso das simulações sem adição de N (Tabela 29), as associações e coincidências entre os valores observados e simulados foram maiores no ciclo de queimadas de 2,5 anos (SN-2,5) [$r=0,99$]; RMSE = 9,58% (RMSE-95 = 20,7). Para o ciclo de queimadas de 5 anos (SN-5) as associações foram fracas revelando menor relação entre o simulado e observado (r

= 0,66). O modelo Century parece superestimar as perdas dos estoques de C em sistemas conduzidos com baixa disponibilidade de N no local deste estudo, o que determina a necessidade de futuros ajustes na parametrização do modelo para esta situação, com valores dos parâmetros diferentes daqueles utilizados em sistemas com média a boa disponibilidade deste nutriente especialmente em relação a mudanças na pressão de pastejo e oferta de forragem.

O modelo foi eficiente em simular o impacto do fogo nas reduções do C e N do solo e na NPP e biomassa dos estratos no cerrado sentido restrito. Foram verificadas reduções de 8 e 38% nos estoques de C e N do solo devido a alterações no regime de queimadas de um ciclo de 5 para 2,5 anos (Figura 32). Os impactos do fogo ocorreram de modo diferenciado nos reservatórios da MO do solo. O cerrado sob ciclo de fogo de 5 anos apresentou 71% do C no compartimento passivo e 24% no lento (Figura 32a). Entretanto, no cerrado queimado a cada 2,5 anos houve um aumento de C armazenado no reservatório passivo e uma redução no lento que representaram 80 e 16% da MO, respectivamente. Com a redução do ciclo de queimadas também foram observadas reduções da contribuição relativa de C armazenado no compartimento ativo de 5% para 3%. O estoque de N total também foi reduzido de 4,15 para 2,55 Mg C ha⁻¹ (Figura 32b). A razão C:N foi de 13,6 em cerrado com ciclo de queimadas de 5 anos 20,4 com maiores incidências de fogo (2,5 anos).

A NPP do cerrado sob ciclo de queimadas de 5 anos foi de 5,7 Mg C ano⁻¹ ha⁻¹, enquanto que com o aumento da incidência de queimadas o modelo simulou reduções na NPP para 3,8 Mg C ano⁻¹ ha⁻¹ com maiores perdas no estrato arbóreo (40%) que no estrato herbáceo (30%) (Figura 33). Também ocorreram cerca de 40% de reduções na biomassa aérea e radicular com o regime de queimadas de 2,5 anos.

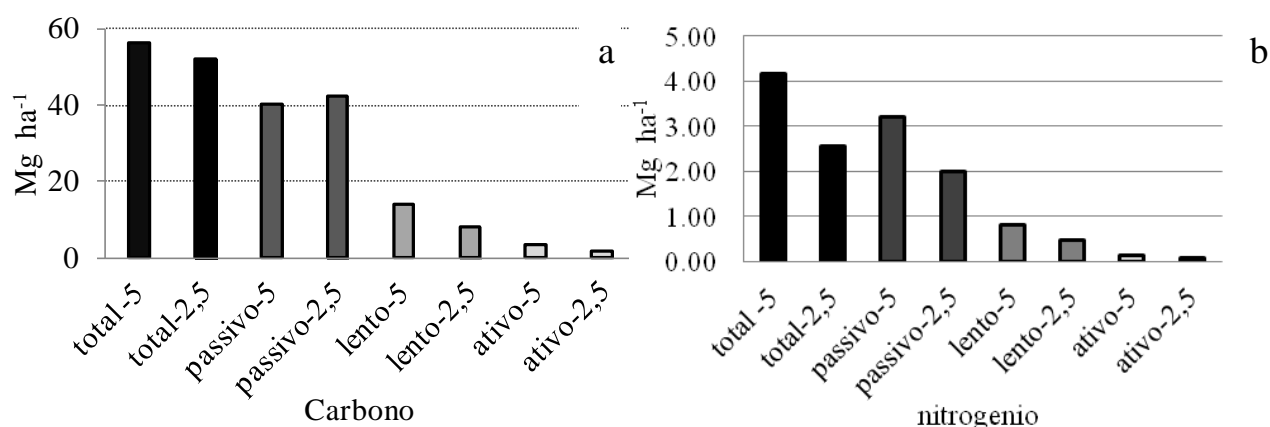


Figura 32. Estoque de C e N do solo sob Cerrado em equilíbrio simulados sob regime de fogo em ciclos de 5 anos e 2,5 anos. total-5: estoque total; total-2,5 estoque total.

O modelo se mostrou apto a retratar os efeitos de diferentes regimes de queimadas sobre a produção e produtividade do Cerrado (Figura 33), mesmo que, segundo os próprios idealizadores do modelo Century submodelo-Savannas, existe uma grande dificuldade de se ajustar a produtividade e biomassa das plantas nesse tipo de ecossistema, pois as mudanças nas espécies vegetais devido aos impactos de externalidades (como aquelas induzidas por fogo), não são consideradas pelo modelo. Os autores também ponderam que, alterações no ciclo fotossintético de C3 para C4, ou mudanças estruturais, afetam a dinâmica de nutrientes, utilização da água, alocação de biomassa e outras características que modificam a produção vegetal e a sazonalidade do crescimento das plantas (PARTON et al., 1993).

Nas áreas de vegetação nativa as alterações observadas na estrutura do cerrado em função do fogo podem também ser verificadas na composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$) da MO do solo. Na primeira área de cerrado protegido de fogo (VN2), notou-se a predominância de plantas C3 com valores que variam de -25 e -23‰ entre 0-5 cm e 30-40 cm respectivamente (este estudo, Capítulo II; JANTALIA et al., 2007). Na VN3, a composição isotópica variou de -23 a -20,7 ‰ (0 a 100 cm) o que aponta para um predomínio de plantas de ciclo fotossintético C3 associado à incidência de gramíneas, ciclo C4, endêmicas do bioma (SÁ, 2011). Essas diferenças podem ser atribuídas ao regime de fogo. No primeiro caso a área se encontra próxima à sede da Embrapa Cerrados (Figura 6) e está protegida de fogo. No segundo caso, não há proteção contra queimadas, pois a área se localiza próximo a estradas e núcleos urbanos.

Em revisão publicada por BUSTAMANTE et al (2006), os autores mencionam longa história de fogo no Cerrado, tanto antrópico como natural, pois o fogo é considerado um dos fatores naturais determinantes da estrutura e funcionamento do bioma. No entanto após o desenvolvimento da agricultura e pecuária, a ocorrência de fogo tem aumentado tanto em áreas cultivadas como nativas. Estimativas para a década de 1980 indicaram que a frequência média de queimadas em áreas de Cerrado nativo era de 2 a 4 anos (COUTINHO, 1990) e a partir da década de 1990 as queimadas ocorreram quase que anualmente na grande maioria das áreas nativas de Cerrado (KLINK & MOREIRA, 2002).

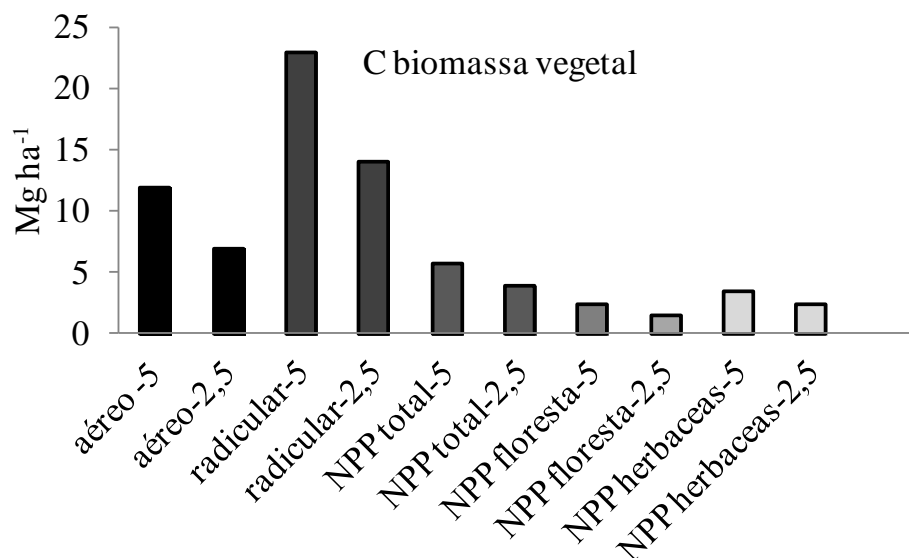


Figura 33: Simulação da produção e produtividade do cerrado sentido restrito em estado de equilíbrio sob regime de fogo em ciclos de 5 anos e 2,5 anos. Aéreo: biomassa aérea; radicular: biomassa radicular.

O estoque de C na biomassa vegetal pode ser reduzido significativamente com o aumento da frequência de queimadas GRACE et al (2000) e ANDRADE (2003) relatam que a densidade de indivíduos de porte aéreo foi fortemente afetada pelo regime de queimadas, e em longo prazo; além disso, o recrutamento de plântulas e jovens para classes de indivíduos adultos foi afetado com queimadas constantes (RAMOS, 2004). MIRANDA et al (2004) mostraram que, em um experimento instalado em 1990 em área protegida de fogo há 18 anos, após três queimadas bienais consecutivas houve um aumento na proporção de gramíneas em cerrado sentido restrito e SATO (2003), nessa mesma área, relatou que o número de indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo foi reduzido em cerca de 30%, o que refletiu no aumento da proporção de estrato rasteiro em relação a lenhosas. BATMANIAN (1983) encontrou aumentos na NPP de herbáceas em área queimada ($327 \text{ Mg C ano}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ para área queimada e 242 para área não queimada em cerrado sentido restrito).

Nesse mesmo local, em menos de duas décadas de experimento foi possível observar diferenças na biomassa devido aos efeitos cumulativos de queimadas (CASTRO-NEVES, 2007). A autora encontrou biomassa aérea do estrato arbóreo-arbustivo de $16 \pm 9,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $6,7 \pm 2,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ para queimada bienal precoce (começo da estação seca). Em regime de queimadas quadrienal foram encontrados valores de $18,2 \pm 5,0$ e $10,4 \pm 2 \text{ Mg ha}^{-1}$ para os estratos arbóreo-arbustivo e rasteiro respectivamente.

Quanto ao ciclo de nutrientes, estudos determinando as emissões diretas de N pela biomassa queimada indicam haver perdas que variam de 20 a 48 kg N por fluxos para a atmosfera (REZENDE, 2001; PIVELLO & COUTINHO, 1992) embora cerca de 50% possa retornar na

forma de cinzas. REZENDE (2001), COUTINHO (1982) E EITEN (1994) estimaram um período de três a cinco anos mínimo entre queimadas para a recuperação da vegetação com base em nutrientes. Perdas de N também foram observadas por KAUFFMANN et al (1994) em cerrado sentido restrito após queimadas.

Simulações de eventos futuros

Foram realizadas simulações futuras em continuidade ao manejo atual com pastagens contínuas até 2030 e com modificações após 2011 com inclusão de rotação de culturas anuais com pastagens perenes.

As simulações futuras em solo com 50% de argila na cronosequência cerrado (-1995) - cultivo (1996-2000) - pastagem (2000-2030) apontam para a estabilização do estoque de C total do solo semelhantes aos encontrados sob vegetação nativa de cerrado entre 2025 e 2030 ($49,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ no intervalo de 0-20 cm de profundidade). O compartimento lento da MO segue o mesmo padrão do C total com relação às alterações nos estoques de C, mas tende a se estabilizar em 2030. Contudo, os estoques de C armazenado no compartimento passivo apresentam redução constante ao longo de todo o período de 35 anos (Figura 34). Pode-se observar que a mudança nos estoques de C ocorreu, sobretudo, em função da variação no compartimento lento. A maior parte da recuperação ou perda de C determinada pelos sistemas de preparo e de pastagem ocorreu nesse compartimento.

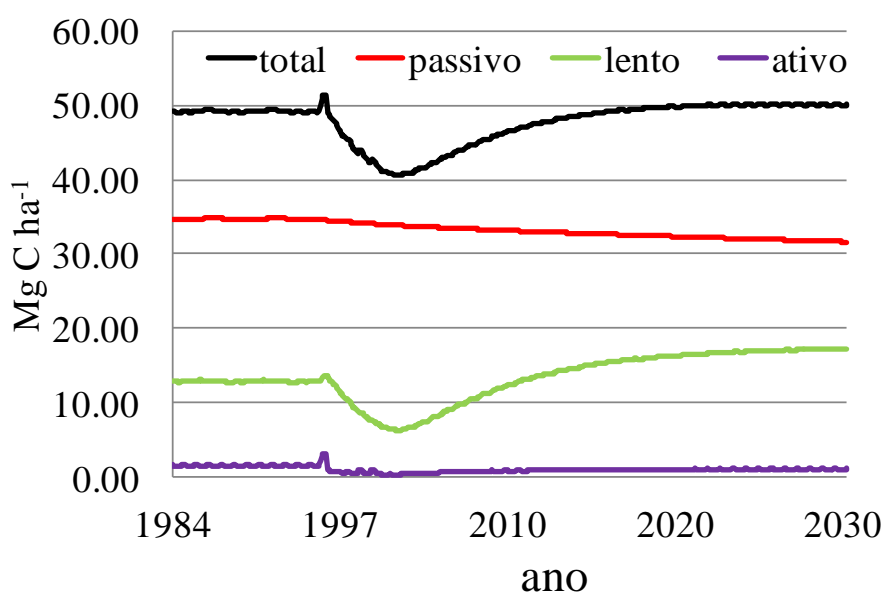


Figura 34. Simulação dos estoques de C total em solo com 50% de argila na cronosequência cerrado (-1995) - cultivo (1996-2000) - pastagem (2000-2030).

Com a retirada da vegetação nativa VN2 em 1995 e posterior estabelecimento de sistemas de cultivo e pastagem o modelo simulou incrementos nos estoques de C com tendência a estabilização por volta de 2030. As simulações com adição de 0 (zero), 30 e 60 kg N ha⁻¹ em solo com 50% de argila revelaram pequenas diferenças nos estoques de C em 2030 (48,6; 49,9 e 50,5 49,9 Mg C ha⁻¹ no intervalo de 0-20 cm de profundidade, respectivamente) (Figura 35). A razão C:N variou de 16,6 a 15,8 em função das doses de N, ocorreram aumentos de 5% na pastagem sem aplicação de N em relação à aplicação de 60 kg N em solo.

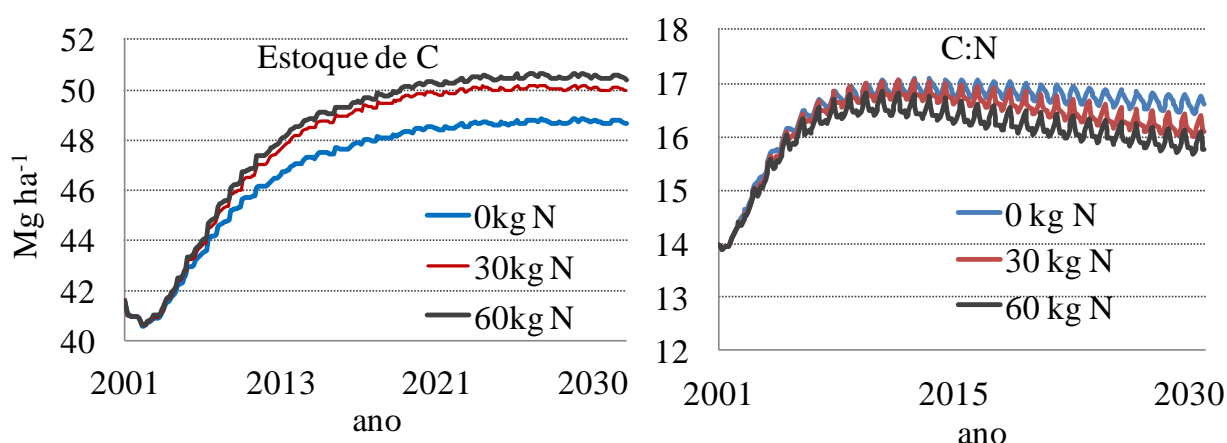


Figura 35. Simulação dos estoques de C e razão C:N em solo com 50% de argila na cronosequência cerrado (-1995) - cultivo (1996-2000) - pastagem (2000-2030) em resposta a aplicações crescentes de N.

Um estudo desenvolvido com dados de experimentos de campo revelou uma variação positiva de 2 Mg ha⁻¹ nos estoques de C para cada 1 Mg ha⁻¹ de N aplicado via fertilizante (ALVAREZ, 2005). Entretanto, KHAN et al (2007) enfatizam que o uso do fertilizante nitrogenado para o sequestro de C tem suas restrições nas condições climáticas da América do Norte. Em um experimento de longa duração, após meio século de aplicação de fertilizantes sintéticos, cujas doses de N excederam a remoção de N pelo grão, houve um declínio nos estoques de C do solo apesar do aumento na adição de biomassa ao solo, o que foi decorrente da intensificação da decomposição dos resíduos vegetais e da MO pelo uso do fertilizante.

Porém, o modelo parece ter subestimado a adição de C em função da aplicação de N. Nesse sentido, WENDLING (2007) reforçou a necessidade de mais ajustes no modelo para simular de forma mais adequada os compartimentos de N.

Verifica-se na Figura 36 que em todos os sistemas de manejo simulados após o desmatamento da VN3 os menores estoques de C simulados ocorreram no ano de 2000 antes

da reforma da pastagem e substituição da forrageira da espécie *Andropogon gayanus* por braquiária (N-5 = 49,25; N-2,5 = 49,61 Mg C ha⁻¹; Figuras 36.a2 e 36.b2). A taxa de acúmulo de C entre 2000 e 2030 foi decrescente em todos os sistemas de pastagem e ILP e a estabilização dos estoques de C ocorreu em torno de 2020 (Figuras 36.a3, 36.b3, 36.a4, 36.b4) em magnitudes sempre menores que a vegetação nativa sob regime de queimadas de ciclos de 5 anos. Entretanto, o mesmo padrão não foi verificado nos compartimentos da MO, sobretudo no reservatório passivo que sofre queda a taxas constantes em todos os cenários avaliados no período simulado.

Após a implantação do ILP N-5 como no ILP N-2, ocorreram variações cíclicas em amplitudes médias de 2,5 Mg C ha⁻¹ no compartimento lento em função dos eventos de manejo. Os aumentos no estoque ocorreram no segundo ano após o plantio de soja até o terceiro ano de pastagem, decrescendo no quarto ano e primeiro ano do próximo ciclo de ILP. Apesar das variações ocorridas dos compartimentos ativo e lento, os valores máximos e mínimos desses reservatórios de C de um mesmo cenário se alteram muito pouco ao longo dos 19 anos de simulação do ILP com tendência ao aumento dos estoques de C até 2020 (Figuras 36a4, 36a5; 36b4, 36b5).

Esses resultados podem apontar para mudanças nas taxas de residência da MO armazenada no solo. Embora os estoques de C total estejam estabilizados, o C armazenado no solo está sendo transferido para reservatórios mais lábeis, ou seja, com menor tempo de permanência (residência). Portanto, esse carbono está mais susceptível a decomposição devido a impactos como mudanças na temperatura e regime de chuvas ou perturbação do solo por eventos de revolvimento.

Na tabela 30 são apresentadas as simulações dos estoques de carbono partindo de cerrados com regime de queimadas de 5 e 2,5 anos em diferentes cenários de produção. Os maiores estoques de C simulados foram registrados no Cerrado em equilíbrio dinâmico com ciclo de queimadas de 5 anos (cerrado N-5 = 56,2 Mg C ha⁻¹). O aumento da periodicidade das queimas para 2,5 anos provocou reduções de 7,5, 41, 37 e 34% nos estoques de C em estado de equilíbrio, no C lento, ativo e na produtividade primária líquida do sistema (NPP). Em contraste, o estoque de C no reservatório passivo aumentou em 6% com a diminuição dos intervalos entre as queimadas (Figura 36). No modelo Century, o C que entra no solo na forma de carvão é armazenado diretamente no reservatório passivo da MO (METHERELL et al., 1993).

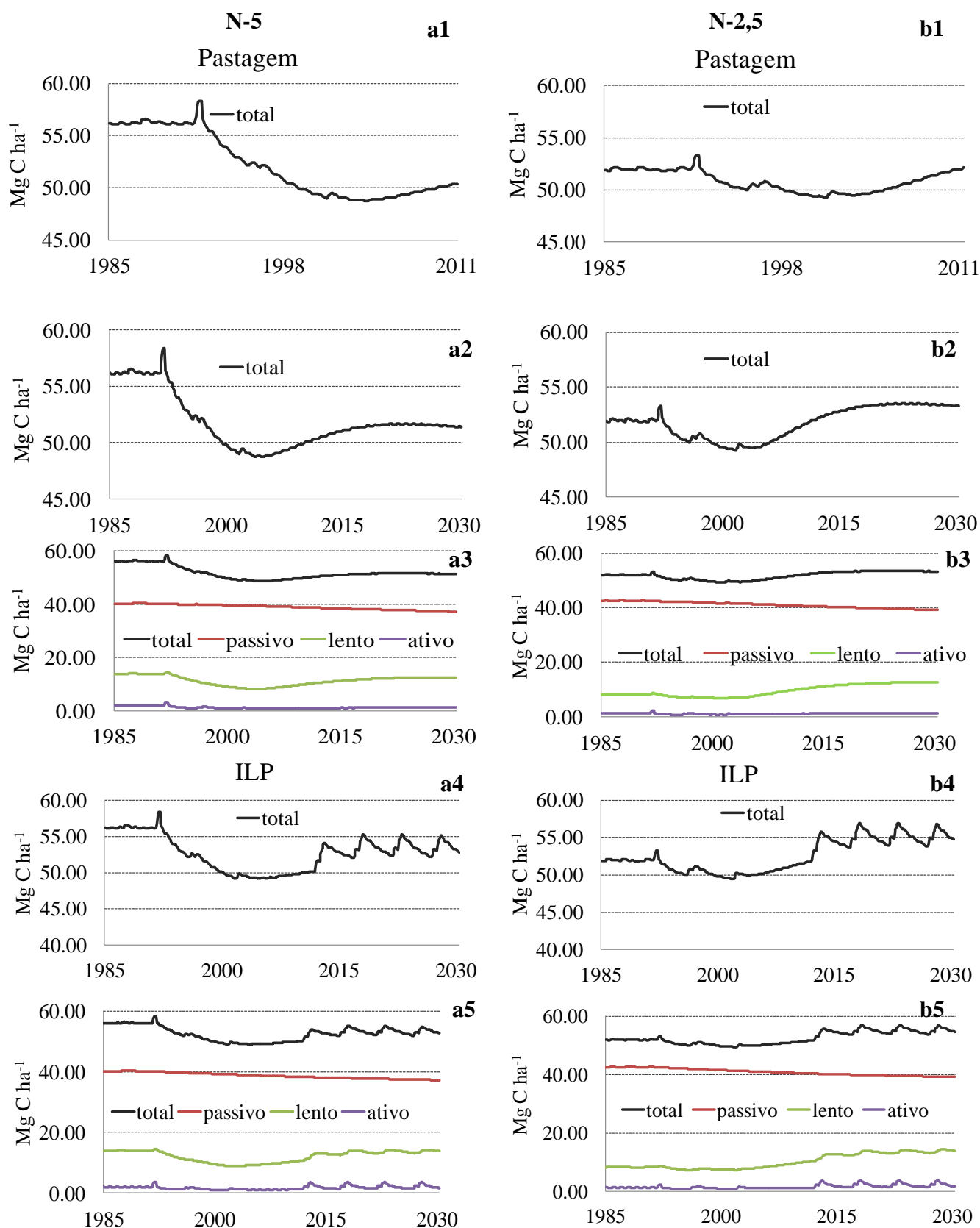


Figura 36. Simulação dos estoques de C do solo ao longo de 40 anos de produção agropecuária. N-2,5: regime de queimadas do cerrado em ciclos de 2,5 anos e pastagem com aplicação de 60kg de N ha⁻¹; N-5 regime de queimadas do cerrado em ciclos de 5 anos e pastagem com aplicação de 60kg de N ha⁻¹. Pastagem: pastagem contínua até 2030; ILP: pastagem até 2011 e integração lavoura pecuária até 2030. a: sistemas que partiram de desmatamento de cerrado com regime de queimadas com ciclo de 5 anos; a1. C total em Pastagem simulado até 2011; a2: Cenário de C total em pastagem até 2030; a3: Cenário de compartimentos do C em pastagem até 2030; a4: Cenário de C total em Integração lavoura pecuária até 2030; a5: Cenário de compartimentos do C em Integração lavoura pecuária até 2030; b: sistemas que partiram de desmatamento de cerrado com

regime de queimadas com ciclo de 2,5 anos; b1: C total em Pastagem simulado até 2011; b2: Cenário de C total em pastagem até 2030; b3: Cenário de compartimentos do C em pastagem até 2030; b4: Cenário de C total em Integração lavoura pecuária até 2030; b5: Cenário de compartimentos do C em Integração lavoura pecuária até 2030.

Nenhum dos cenários de produção agropecuária projetados para 2030 superou os estoques de C do cerrado em regime de queimadas com ciclo de 5 anos (Cerrado N-5), que foi considerado o sistema mais conservativo de C. Houve reduções de 8,5 e 2,3% para a Pastagem N-5 e ILP N-5 em relação ao Cerrado N-5. Entretanto, tomando como referência o cerrado N-2,5, tanto o sistema ILP N-2,5 como a Pastagem N-2,5 apresentaram estoques 2,4 e 5,6% maiores que a vegetação nativa (Tabela 30).

As perdas relativas de C no compartimento passivo após 40 anos de manejo (1991-2030) foram semelhantes na pastagem e no ILP (7,2 a 7,9% em N-5 e N-2,5) (Figura 36; Tabela 30). As maiores produtividades dos sistemas cultivados foram constatadas no ILP (8,3 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹), seguidas pela pastagem (7,4 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) (Tabela 30). AYARSA et al (1997) identificou em *Brachiaria ruziziensis* uma NPP de 13,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em Uberlândia, MG, o que representa em torno da metade desse valor em termos de C.

Quanto à produção de fitomassa aérea seca das espécies do gênero *Brachiaria*, RONQUIM (2007), em revisão bibliográfica, apontou uma média de 10,2 Mg ha⁻¹ com alto desvio padrão de 6,9 devido a variações específicas e regionais. Quanto à espécie *Brachiaria brizantha*, RODRIGUES (2004) relatou produções de 8,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em Planaltina, DF, enquanto que estudos em Piracicaba, São Paulo revelaram produções de 16,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (DETOMINI, 2004) a 28,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (MARI, 2003). Para *Brachiaria decumbens*, em Goiás, TSUKAMOTO FILHO (2003) identificou produções em torno de 8,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ enquanto que WILKLE & LILIENFEIN (2004) relataram produções máximas de 1,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em Minas Gerais.

O governo brasileiro, baseado em dados sobre o potencial de sistemas de produção em acumular C, instituiu um programa de incentivo à adoção de práticas que contribuam com a redução da emissão gases de efeito estufa no campo, denominado *Agricultura de Baixo Carbono* (ABC) (Maia et al., 2011). Esse programa está amparado legalmente sob a prerrogativa de cumprir compromissos assumidos durante a Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (COP-15), realizada em 2009, na cidade de Copenhagen, na Dinamarca (Anexo 3. Decreto 7. 390 que regulamenta os

arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC, e dá outras providências).

Tabela 30. Simulações dos estoques de carbono em solo sob cerrado, pastagem e integração lavoura pecuária após 40 anos de manejo.

Cenário		N-5			N-2,5			Débito (N-2,5:N-5)	
		Estoque	ΔC	%	Estoque	ΔC	%	ΔC	%
		Mg ha ⁻¹	Mg ha ⁻¹		Mg ha ⁻¹	Mg ha ⁻¹		Mg ha ⁻¹	
Estoque C	cerrado	56,18	-	-	51,98	-	-	4,20	7,5
	Pastagem	51,42	4,77	8,5	53,30	-1,32	-2,5	2,88	5,1
	ILP	53,08	3,10	5,5	54,91	-2,93	-5,6	1,27	2,3
C- passivo	Cerrado	40,26	-	-	42,55	-	-	-2,30	-5,7
	Pastagem	37,36	2,90	7,2	39,20	3,36	7,9	1,06	2,6
	ILP	37,36	2,90	7,2	39,18	3,38	7,9	1,08	2,7
C- lento	cerrado	13,96	-	-	8,19	-	-	5,77	41,3
	Pastagem	12,72	1,24	8,9	12,76	-4,57	-55,8	1,20	8,6
	ILP	13,98	-0,02	-0,2	13,96	-5,77	-70,4	0,00	0,0
C- ativo	cerrado	1,96	-	-	1,23	-	-	0,73	37,1
	Pastagem	1,34	0,62	31,8	1,35	-0,11	-9,0	0,62	31,4
	ILP	1,75	0,22	11,0	1,77	-0,54	-43,6	0,19	9,7
NPP	cerrado	5,75	-	-	3,82	-	-	1,93	33,6
	Pastagem	7,35	-1,60	27,8	7,35	-3,53	-92,4	-1,60	-27,8
	ILP	8,34	-2,59	45,0	8,34	-4,52	118,3	-2,59	-45,0

ΔC: diferença entre os estoques de C no cerrado e nos sistemas de produção; % mesma diferença em porcentagem; Débito: diferença entre os estoques de C no cerrado com regime de queimadas de ciclo de 5 anos (considerado o sistema mais conservativo de C) e os sistemas de produção que partiram do Cerrado com regime de queimadas de ciclo de 2,5 anos.

Nesses acordos voluntários, o Governo brasileiro assumiu o compromisso de, até 2020, reduzir as suas emissões de Gases de Efeito Estufa entre 36,1% e 38,9%. Para tanto, estão sendo implementadas ações que almejam a redução, entre 1.168 milhões de t CO₂eq e 1.259 milhões de t CO₂eq, do total das emissões estimadas para o ano de 2020 (3.236 milhões de t CO₂eq). Nesta projeção, o setor agropecuário tem a responsabilidade de contribuir com a redução de 22,5 % dessas emissões. Dentre outras ações, o cumprimento dessa meta envolve expandir a adoção de práticas sustentáveis na agricultura, por meio das seguintes tecnologias: recuperação de áreas degradadas em 15 milhões de hectares,

especialmente pastagens; integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) em quatro milhões de hectares (MAIA et al., 2011).

Nesse contexto, em termos de simulações futuras realizadas pelo modelo Century, o estoque mínimo de C no intervalo de 0-20 cm de profundidade nas pastagens ocorreu em torno de 2000/01. Após uma sucessão de alterações tecnológicas que incluíram adoção de espécies forrageiras mais produtivas e a adoção de Integração lavoura pecuária (ILP), as estabilizações dos estoques em valores máximos ocorreram em torno de 2020 (Figura 36).

Nesses cenários estimou-se em 20 anos um acúmulo de C de 2,17, 3,69, 3,1 e 5,3 Mg C ha⁻¹ nos sistemas Pastagem N-5, Pastagem N-2,5, ILP N-5 e ILP N-2,5, respectivamente. Sendo assim, em cada milhão de ha, nos primeiros 20 cm do solo, o potencial de acúmulo de C decorrente das alterações tecnológicas entre 2000 e 2020 foi de 2,17, 3,69, 3,1 e 5,3 milhões de Mg C Pastagem N-5, Pastagem N-2,5, ILP N-5 e ILP N-2,5, respectivamente.

Desta forma, pode-se sugerir que o ponto de partida define quanto vai ser acumulado de C no solo em função das alterações no manejo. Após 10 anos da substituição de cerrado queimado a cada 5 anos por pastagem pouco produtiva ocorreram perdas de 12% dos estoques de C. Entretanto, a substituição de cerrado queimado em ciclos de 2,5 anos por pastagem pouco produtiva promoveu reduções de apenas 5% nos estoques de C do solo. Após a implantação de pastagens mais produtivas em 2000 e de ILP em 2011, os estoques relativos de C simulados em 2020 ainda continuam a refletir os efeitos do regime de queimadas no cerrado. Tanto na pastagem como no ILP, os sistemas de produção que partiram de cerrado queimado a cada 2,5 anos, acumularam entre 2000 e 2020, em termos relativos, 70% mais carbono do que àqueles estabelecidos em área de cerrado com regime de queimadas a cada 5 anos.

Nesse estudo, o modelo não apresentou limitações em simular as mudanças nos estoques de C em função das alterações na textura do solo no intervalo de 50 a 60% de argila. No regime de queimadas com ciclo de cinco anos, em solos com teores de argila de 50%, os estoques de carbono simulados foram de 49 Mg C ha⁻¹. Com 62% de argila os estoques foram alterados para 56 Mg C ha⁻¹. Aumentos de 11% nos teores de argila acarretaram incrementos de 14 e 35% no C total e passivo, e 16% de reduções no C lento.

Essa eficiência do modelo em representar com acurácia as modificações nos estoques de C em função de pequenas alterações nos teores de argila pode ser atribuída às modificações

realizadas nos parâmetros PS1S3(1), PS2S3(1), PS2S3(2) que determinam o fluxo do C entre os compartimentos de diferentes taxas de *turnover* para o cerrado e as alterações realizadas no multiplicador das funções de decomposição do C passivo, lento, ativo e estrutural (CLTFF) (Anexo 2). Essas alterações reparam as limitações do modelo calibrado para condições temperadas em simular a formação de organo-minerías em complexos com óxidos e hidróxidos de Fe e Al, que tem um importante papel na prevenção da mineralização de MO em Latossolos (BALDOCK & SKJEMSTAD, 2000; ZIN et al., 2005).

No modelo Century, o fluxo de C para o compartimento passivo é controlado pelo conteúdo de argila; o fluxo de C do reservatório ativo para o lento e do lento para o passivo estão positivamente relacionados com o teor de argila e de argila+silte, respectivamente (PARTON et al., 1989). O modelo foi inicialmente calibrado em função da textura do solo com mineralogia onde predominam argilas 2:1, que possuem potencial de associação com C diferente de argilas 1:1 e óxidos de Fe e Al (SILVER et al., 2000).

Latossolos são solos altamente intemperizados, bem drenados, com horizonte A profundo. A fração argila é constituída essencialmente por minerais de argila 1:1 (com pouca ou nenhuma substituição isomórfica) e óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), o que determina uma baixa densidade de carga superficial líquida negativa e, em consequência, baixa capacidade de troca catiônica (CTC), quando comparada aos minerais 2:1 (mineralogia de carga permanente) encontrada em solos temperados e subtropicais (RESCK & SILVA, 1990). Essas características refletem na disponibilidade de nutrientes para as plantas, no fluxo de água e na adsorção de C no complexo organo-mineral do solo.

PARTON et al (1994) quantificaram o efeito da mineralogia para solos temperados e tropicais com diferentes tipos de argila (esmectitas, caulinitas, oxídicas e alofânicas), e diferentes texturas do solo e constataram diferentes tamanhos do compartimento passivo. Nesse sentido, alguns autores sugerem que o modelo Century pode subestimar o papel da proteção física do C pelas argilas em solos tropicais (ZOTARELLI et al., 2005, CORBEELS et al., 2006).

As relações subjacentes que descrevem a estabilização do C no reservatório passivo para solos altamente intemperizados são discutidas detalhadamente por Leite & Mendonça, (2003). Em solos tropicais, os teores de óxidos de Fe e Al influenciam os teores e a estabilidade da MO de duas formas: 1) pela formação de compostos organo-minerais de alta

estabilidade em decorrência da interação eletrostática das cargas positivas dos óxidos e cargas negativas da MO do solo, dificultando o acesso microbiano ao substrato orgânico (OADES et al., 1989; *apud* LEITE & MENDONÇA, 2003) e; 2) por meio de mudanças na estrutura. Os solos ricos em óxi-hidróxidos de Fe e Al apresentam estrutura tipicamente granular da argila em escala microscópica, dificultando a orientação face-a-face dos cristais de caulinita (RESENDE et al., 1997). Esta desorientação impede a formação do plasma denso, favorecendo o surgimento da estrutura granular, o que garante maior resistência à interferência antrópica e às alterações no manejo do solo (LEITE & MENDONÇA, 2003).

O modelo Century submodelo savannas se mostrou apto a simular os estoques de C no solo após parametrizado e validado com dados de longo prazo. Mesmo assim, alguns ajustes ainda são necessários quanto aos fluxos de N e a distribuição do C nos reservatórios da MO. Estudos subsequentes poderiam incluir avaliações da influência da disponibilidade de fósforo (P) no ciclo do carbono do solo, considerando que o Modelo Century também disponibiliza arquivos parametrização de P que é um elemento limitante para a produção de biomassa em solos no Cerrado.

CONCLUSÕES

- O presente estudo pode contribuir para a consolidação de dados sobre os potenciais em longo prazo de acúmulo de C em Latossolos argilosos no Cerrado.

- O ponto de partida define quanto vai ser acumulado de C no solo em função das alterações no manejo. Sendo assim, o potencial de acumulação de C em Latossolos argilosos no Cerrado, ainda que sob mesmo tipo de manejo atual, também pode sofrer efeito do uso e manejo precedentes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo contribuiu para destacar a importância de experimentos de longa duração nos estudos de balanço de carbono no solo e identificou algumas fragilidades nas estimativas da contabilidade de carbono em função da escolha das metodologias e dos sistemas de referência (*linha de base*). Sendo assim, ainda que tenham sido apontados com maior precisão a direção, o sentido e as taxas das alterações nos estoques de C em função do manejo, no que se refere à magnitude dos valores, ainda se faz necessário investir no aprimoramento de métodos e modelos, bem como na padronização de protocolos para a contabilização de variações de carbono no solo em termos regionais.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, G.C.; CALDAS, L.S.; HARIDASAN, M.; EITEN, G. Above and belowground organic matter and root: shoot ratio in a Cerrado in Central Brazil. *Brazilian Journal of Ecology*, v.2, p. 11-23, 1998.
- ADAMOLI, J.; MACEDO, J.; AZEVEDO, L.G.; MADEIRA NETO, J. *Caracterização da região dos Cerrados. In: Solos do Cerrado: tecnologias e estratégias de manejo*. São Paulo: Nobel, 1st ed, 1985. pp. 33-74.
- ALVAREZ, C. R.; ALVAREZ, R.; GRIGERA, M. S. & LAVADO, R. S. *Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. Soil Biol. Biochem.*; v. 30, p.767-773, 1997.
- ALVAREZ, R. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*. V. 21, p. 38-52, 2005.
- ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; FERNANDES, F. M.; HECKLER, J. C.; MACEDO, R. A. T.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S. Fixação Biológica de Nitrogênio e Fertilizantes Nitrogenados no Balanço de Nitrogênio em soja, milho e algodão. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Brasília, v. 41, n. 3, 2006, p. 449-456.
- ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, H. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. *Emissões de óxido nitroso de solo pelo uso de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas*. Embrapa, Seropédica, RJ: Comunicado técnico 126, junho, 2010.
- ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. O manejo de sistemas agrícolas. Porto Alegre, Gênese, 2006. 215p.
- AMÉZKETA, E. Soil Aggregate Stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture*, v.14, n.2/3, 1999.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H.; Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v.21, p. 471-479, 1989.

ARAÚJO, E.; KER, J. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, E. K. Impacto da conversão floresta - pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. *Acta Amazonica*, v. 41, n.1, p.103-114, 2011.

ARAÚJO, E. *Estimativa da quantidade de N acumulada pelo sistema radicular da soja e sua importância para o balanço de N do solo*. 2004. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 101p.

ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; GROppo, J. D.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. *Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey*. *Biogeosciences Discuss.*; 10, 5499-5533, doi:10.5194/bgd-10-5499-2013, 2013.

BAISDEN, W. T.; R. G.; AMUNDSON, D. L.; BRENNER, A. C.; COOK, C.; KENDALL, J.; HARDEN, J.W. A multi-isotope C and N modeling analysis of soil organic matter turnover and transport as a function of soil depth in a California annual grassland soil chronosequence. *Global Biogeochem Cycles*, 16, N. 4. doi:10.1029/2001GB001823, 2002.

BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.118, p. 1-5, 2007.

BALDOCK, J. A.; OADES, J.M.; NELSON, P.N.; SKENE, T.M.; GOLCHIN, A.; CLARKE, P. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, v. 35, p. 1061–1083, 1997.

BALDOCK, J. A.; OADES, J. M.; WATERS, A. G.; PENG, X.; VASSALLO, A. M.; WILSON, M. A. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ^{13}C -NMR spectrometry. *Biogeochemistry*, v. 16, p. 1-42, 1992.

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, 697-710, 2000.

BALESDENT, J. The significance of organic separates on carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, Oxford, v. 47, p. 485-493, 1996.

BALESDENT, J.; MARIOTT, A. Measurement of Soil Organic Matter Turnover Using ^{13}C Natural Abundance. In BOUTTON, T.W.; YAMASAKI, S. (Eds). *Mass Spectrometry of Soils*; Marcel Dekker, New York, 1996, p. 83-111.

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

BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P.S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 137 p. 47-58, 2010.

BATMANIAN, G. J. *Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um cerrado*. 1983. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia)-Universidade de Brasília, Brasília, 1983.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. rev. e atualiz. Porto Alegre: Metrópole, 2008, p. 7-18.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.39, n.7p. 677-683, 2004.

BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA, NETO M.; METAY, A.; PERRIN, A. S.; SCOPEL, E.; BLAVET, D.; PICCOLO, M. C.; PAVEL, M.; MILNE, E. 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 26, p. 1-8, 2006.

BIGHAM, J. M.; FITZPATRICK, R. W.; SCHULZE, D. *Iron oxides*. In: DIXON, J. B.; SCHULZE, D. G. (eds). *Soil mineralogy with environmental applications. Soil Science Society of America Book Series*, Madison, WI, USA, 2002. p. 323-366.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. *Bulk density*. In: KLUTE, A. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. 2nd. ed. Madison: Wisconsin, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, 1986. p. 363-375. (*Agronomy Series*, 5)

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P. D.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biol.* v. 16, p. 784-795, 2010.

BOLLINGER, A.; MAGID, J.; JORGE, T.; AMADO, C.; NETO, F.S.; RIBEIRO, M.; CALEGARI, A.; RALISCH, R.; NEERGAARD, A. Taking stock of the Brazilian “Zero-Till Revolution”: A review of landmark research and farmer practice. *Advances in Agronomy* , v.91, p. 47-110, 2006.

BONDE, T. A.; CHRISTENSEN, B. T.; CERRI, C. C. *Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ^{13}C abundance in the particle size fractions of forested and cultivated Oxisols*. *Soil Biol. Biochem*, v. 24, p. 275-277, 1992.

BORTOLON, E. S. O.; MIELNICZUK, J.; TORNQUIST, C. G.; LOPES, F.; FERNANDES, F. F. Simulação da dinâmica do carbono e nitrogênio em um Argissolo do Rio Grande do Sul usando modelo Century. *R. Bras. Ci. Solo*, v.33, p. 1635-1646, 2009.

BRASIL. *Comunicação nacional inicial do Brasil à Convenção quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima*. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, 2004.

BRASIL. *Emissões de gases de efeito estufa por queima de combustíveis: abordagem bottom-up: relatórios de referência: primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa*. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), Brasília, 2006. 89p.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, v. 6, p. 1-32, 1990.

BRUUN, T. B.; ELBERLING, B.; CHRISTENSEN, B. T. Lability of Soil Organic Carbon in Tropical Soils with Different Clay Minerals. *Soil Biol. Biochem.*; v.42, p.888–895, 2010.

BURDON, J. Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? *Soil Sci.* v. 166, p. 752-769, 2001.

BUSTAMANTE, M. M. C.; LENZA, E. Impacto das atividades agrícolas, florestais e pecuárias nos recursos naturais. In: FALEIRO, F.G.; FARIAS NETO, A.L.. (Org.). *Savanas - desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. 1a.ed.Brasília: Embrapa, 2008, p. 647-669.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Climatic Change*, v. 115 p. 559–577, 2012 (a).

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; PINTO, A. S.; RESENDE, J. C. F.; TAKAHASHI, F. S. C.; VIEIRA, L. C. G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Braz. J. Biol.*; v. 72, n.3 (suppl), p. 655-671, 2012 (b).

BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. *Soil carbon storage and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil*. In: LAL, R.; CERRI, C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, E. (Eds.), *Carbon Sequestration in Soils of Latin America*. The Haworth Press, Binghamton, USA, 2006, p. 285–299.

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

CAMPBELL, C. A.; BIEDERBECK, V. O.; ZENTNER, R. P.; LAFOND, G.P. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.*; V. 71, P. 363-376, 1991.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F. et al (Ed.). *Fertilidade do solo*. SBCS, Viçosa, 2007, p. 375-470.

CARTER, M. R.; KUNELIUS, H. T.; SANDERSON, J. B.; KIMPINSKI, J.; PLATT, H. W.; BOLINDER, M. A. Productivity parameters and soil health dynamics under long-term 2-year potato rotation in Atlantic Canada. *Soil Till. Res*, v. 72, p. 153–168, 2003.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 110 (1), p. 175-186, 2010.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; MIRANDA, L. N.; VIVALDI, L. J.; SOUSA, D. M. Emissões de NO e N₂O associadas a aplicação de uréia sob plantio direto e convencional. *Pesq. Agro. Bras.*; v.41, p. 679-685, 2006.

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

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de seqüestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 34, p. 277-289, 2010.

CASÃO JUNIOR, R.; SIQUEIRA, R. Dinâmica de semeadoras-adubadoras diretas em Guaíra (PR): resultados de avaliação. *Revista Plantio Direto*, Passo Fundo, v.83, nov./dez. de 2004.

CAST (Council for Agricultural Science and Technology). 2004. *Climate Change and Greenhouse Gas Mitigation: Challenges and Opportunities for Agriculture*. Ames, IA: CAST.

CASTRO NEVES, B. M. 2007. Efeito de queimadas em áreas de cerrado sensu stricto na biomassa de raízes finas. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, DF.

CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 14, no. 3, p. 263-283, 1998.

CATROUX, C.; SCHNITZER, M. Chemical, spectroscopic, and biological characteristics of the organic matter in particle size fractions separated from an Aquoll. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, v. 51, p. 1200-1207, 1987.

CERRI, C. E. P. *Variabilidade espacial e temporal do carbono do solo na conversão de floresta em pastagens na Amazônia Ocidental (Rondônia)*. Tese (Doutorado). 2003. Universidade de São Paulo/Centro de Energ. Nucl. Agricultura - Ciências (Energia Nuclear na Agricultura). 159p.

CHATTERJEE, A.; LAL, R.; WIELOPOLSKI, L.; MARTIN, M. Z.; EBINGER, M. H. Evaluation of Different Soil Carbon Determination Methods. *Critical Reviews in Plant Sciences*, v. 28, p. 164-178, 2009.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sci.*, v.20, p. 1-90, 1992.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. "Grassland Management and Conversion into Grassland Effects on Soil Carbon. *Ecol. Appl.* v. 11, p. 343-55, 2001.

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

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

CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CARDOSO, A.; BERNOUX, M.; DOUZET, J. M.; SIQUEIRA NETO, M. S. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrados of Brazil. *Global Change Biology*, v. 12, p. 1773-1787, 2006.

COUTINHO, L.M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: Huntley, B.J.; WALKER, B.H. (Ed.). *Ecology of Tropical Savannas*. Berlin: Springer-Verlag, 1982. pp. 273-291.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: Goldammer, J.G.(ed.). *Fire in the tropical biota*. New York: Springer-Velarg, 1990. Cap. 6, p. 82-105. (Ecological Studies, 84).

COUTINHO, L. M. O Cerrado e a ecologia do fogo. *Ciência Hoje*, v. 12, n. 68, p. 22-30, 1990.

DAVIDSON, E.; ACKERMAN, I. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* v. 20(3), p. 161-193, 1993.

DAY, P. R. *Particle fractionation and particle-size analysis*. In: BLACK, C.A. (ed.) *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1965.

DE VOS, B.; LETTENS, S.; MUYS, B.; DECKERS, J.A. Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: Recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use Man.*, v. 23, p. 221-229, 2007.

DENG, Y.; DIXON, J. B. *Soil organic matter and organic - mineral interactions*, In: J.B. DIXON and D.G. SCHULZE (eds.) *Soil Mineralogy with Environmental Applications*. Soil Science Society of America, Madison, WI, 2002.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. *C, N e P na biomassa microbiana do solo*. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A. de O. (Eds.) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, 1999.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. *Carbono, nitrogênio e fósforo da biomassa microbiana do solo*. In.: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 263-276.

DETOMINI, E. R. 2004. Modelagem da produtividade potencial de *Brachiaria brizantha* variedades cultivadas Marandu e Xaraés. Dissertação (Mestrado), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo. Piracicaba, SP. 112 p.

DIAS, R. R. A. *Modelagem dos estoques de carbono do solo sob diferentes coberturas na região do cerrado*. Dissertação de Mestrado, 120 p. Universidade de Brasília, 2010.

DICK, D. P.; GONCALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; SIMOES, M. L.; MARTIN-NETO, L. M. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. *Geoderma*, v. 124, p. 319-333, 2005.

DICK, D. P.; BURBA, P.; HERZOG, H. Influence of extractant and soil type on molecular characteristics of humic substances from two Brazilian soils. *J. Braz. Chem. Soc.* v. 10, p. 140-145, 1999.

DIECKOW, J.; BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. B. M.; SALTON, J. C.; MACEDO, M. M.; MIELNICZUK, J.; HERNANI, L. C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *European Journal of Soil Science*, v. 60, p. 240 - 249, 2009.

DIEKOW, J. *Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto*. 2003. Tese (Doutorado) – Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 164p.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. *Global Change Biology*, v. 17(4), p. 1658-1670, 2011.

DUXBURY, J. M.; SMITH, M. S.; DORAN, J. W. *Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients*. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Eds.). *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*. University of Hawaii Press, Honolulu, 1989, p. 33-67.

EDWARDS, A. P.; BREMNER, J. M. Dispersion of soil particles by sonic vibration. *Journal of Soil Science*, v. 18, n. 1, p. 47-63, 1967.

ELLERT, B. H.; JANZEN, H. H.; ENTZ, T. Assessment of a method to measure temporal change in soil carbon storage, *Soil Sci. Soc. Am. J.*; v. 66, p. 1687-1695, 2002.

ELLERT, B.H.; BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.*; v. 75, p. 529-538, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMBRAPA. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 412 p.

EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa, 1999. 412p.

FARGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, v. 319, p. 1235, 2008.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* v. 9, p. 277-289, 1993.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SEVILHA, A. C.; FAGG, C. W.; WALTER, B. M. T.; NOGUEIRA, P. E. & REZENDE, A. V. Diversity, floristics and structural patterns of cerrado vegetation in central Brazil. *Plant Ecology*, v. 175, p. 37-46, 2004.

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

FELLER, C.; MANLAY, R. J.; SWIFT, M. J.; BERNOUX, M. 2006. Functions, services and value of soil organic matter for human societies and the environment: a historical perspective. In: FROSSARD, E.; BLUM, W. E. H.; WARKENTIN, B. P.(eds). *Function of soils for human societies and the environment*. Geological Society, London, Special Publication, 266, p. 9-22.

FERNANDES, F. F. Uso do modelo Century no estudo da dinâmica do carbono orgânico em solos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (Tese de Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002. 158p.

FERREIRA, E. A. B.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; RAMOS, M. L. G. Dinamica do carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. *Rev. Bras. Ci. Solo*, v.31, n.6, p. 1625-1635, 2007.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; CARNEIRO M. A. C. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native Cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 34, p. 907-916, 2010.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; FERREIRA, E. A. B.; RAMOS, M. L. G. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em resposta a diferentes sistemas de Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. *Revista Brasileira de ciência do Solo*, v. 31, p. 551-562, 2007.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; URQUIAGA, S. Sistemas de manejo na absorção de nitrogênio pelo milho em um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Brasília, v. 40, n.3, p. 273-287, 2005.

FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res*, v. 66, p. 95-106, 2002.

GADANHA JUNIOR, C. D.; MOLIN, J. P.; COELHO, J. L. D.; YAHN, C. H.; TOMINORI, S. M. A. W. *Máquinas e Implementos Agrícolas no Brasil*. São Paulo: IPT, 1991.

GATTO, A.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E.; VILLANI, E. M. A. Comparação de métodos de determinação do carbono orgânico em solos cultivados com eucalipto. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 33, p. 735-740, 2009.

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

GONÇALVES, C. N.; DALMOLIN, R. S. D.; DICK, D. P.; KNICKER, H.; KLAMT, E.; KÖGEL-KNABNER, I. The effect of 10 % HF treatment on the resolution of CPMAS ¹³C NMR spectra and on the quality of organic matter in Ferralsols. *Geoderma*, v. 116, p. 373-392, 2003.

GONZÁLEZ-PÉREZ, M.; MARTIN-NETO, L.; SAAB, S. C.; NOVOTNY, E. H.; MILORI, D. M. B. P.; BAGNATO, V. S.; COLAGNO, L. A.; MELO, W. J.; KNICKER, H. Characterization of humic acids from a Brazilian Oxisol under different tillage systems by EPR, ¹³C NMR, FTIR and fluorescence spectroscopy. *Geoderma*, v. 118, p. 181-190, 2004.

GOUVEIA, S. E. M.; PESSENDA, L. C. R.; ARAVENA, R.; BOULET, R.; SCHEEL-YBERT, R.; BENDASSOLI, J. A. Carbon Isotopes in charcoal and soils in studies of paleovegetation and climate changes during the Pleistocene and the Holocene in the southeast and center west regions of Brazil. *Global and Planetary Change*, v. 33, p. 95-106, 2002.

GRACE, J.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; MEIR, P. (2001) Productivity of tropical rain forests. *Terrestrial global productivity: past, present and future* (ed. by H. Mooney, J. Roy and B. Saugier), pp. 401-426. Academic Press, San Diego, CA.

GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J.; MEYERS, J. H. *Soil organic matter content and quality: Effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa*. *Soil Biol. Biochem*, v. 34, p. 93-102, 2002.

GREENLAND, D. J.; WILD, A.; ADAMS, D. Organic matter dynamics in soils of the tropics – From myth to complex reality. In: LAL, R. & SANCHEZ, P. A. ed. *Myth and science of soils of the tropics*. American Society of Agronomy Division A-6, World Association of Soil and Water Conservation., 1992. pp. 17–33.

GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; VANDENBYGAART, A. J.; ANGERS, D.A. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research*, v. 83, p. 53-72, 2005.

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

GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H. *Light fraction and macro organic matter in mineral soils*. In: CARTER, M.R. (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press, Boca Raton, 1993.

GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B. T.; ZECH, W. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, v.45, p. 449-458, 1994.

GUGGENBERGER, G.; FREY, S. D.; SIX, J.; PAUSTAN, K. & ELLIOTT, E. T. Bacterial and fungal cell-wall residues in conventional and no-tillage agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 63, p.1188-1198, 1999.

GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 72, p. 605–612, 2008.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. *Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis*. *Global Change Biology*, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002.

HAAS, H. J.; EVANS, C. E.; AND MILES, E. F. *Nitrogen and carbon changes on Great Plains soils as influenced by cropping and soil treatments*, U.S.D.A. Technical Bulletin, 1957.

HILLEL, D.; ROSENZWEIG, C. *The role of soils in climate change*. In HILLEL, D. and ROSENZWEIG, C. (Eds.). *Handbook of Climate Change and Agroecosystems: Impacts*,

Adaptation, and Mitigation. ICP Series on Climate Change Impacts, Adaptation, and Mitigation Vol. 1. Imperial College Press, 2010, p. 9-20.

HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C.; 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically-independent contrasts. *Journal of Ecology*, vol. 91, no. 3, p. 475-484.

HOFFMANN, W. A.; MOREIRA, A. G.; The role of fire in population dynamics of woody plants. In: OLIVEIRA, P.S. and MARQUIS, R.J. (Eds.). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press. 2002. p. 159-177.

IPCC- *Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, forestry and other land use*. Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), v.4, 2006.

JANTALIA, C. P. *Estudo de sistemas de uso do solo e rotações de culturas em sistemas agrícolas brasileiros: dinâmica de nitrogênio e C no sistema solo-planta-atmosfera*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2005. 137p.

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. *Soil and Tillage Research*, v.95, p.97-109, 2007.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal on metabolism in soil. V. Method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, v. 8, n. 3, 1976.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A.; LADD J.N (eds). *Soil biochemistry*. Marcel Dekker, 1981.

JENKINSON, D. S.; RAYNER, J. H. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, v. 123, 1977, p. 298-305.

JOERGENSEN, R. G. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the kec value. *Soil Biol. Biochem.*, v. 28, p. 25-31, 1995.

JOERGENSEN, R. G.; ANDERSON, T. H. & WOLTERS, V. *Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soil in beech (Fagus sylvatica L.) forests. Soil Biol. Biochem.*, v. 27, p. 141-147, 1995.

LLOYD, J.; BIRD, M. I. ; VELLEN, L.; MIRANDA, A. C.; VEENENDAAL, E. M.; DJAGBLETEY, G.; MIRANDA, H. S.; COOK, G.; FARQUHAR, G. D. Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: a quasi-global estimate. *Tree Physiology*, v. 28, p. 451-468, 2008.

JONES, D.L.; EDWARDS, A.C. Influence of sorption on the biological utilization of two simple carbon substrates. *Soil Bio. Biochemistry*, v. 30, p. 1895–1902, 1998.

JORDÃO, C.P.; SILVA, A.C.; PEREIRA, J.L.; BRUNE, W. Contaminação por cromo de águas de rios provenientes de curtumes em Minas Gerais. *Química Nova*, v. 22, n. 1, 1999, p. 47.

KAISER, K.; EUSTERHUES, K. ; RUMPEL, C. ; GUGGENBERGER, G. ; KÖGEL-KNABNER, I. Stabilization of organic matter by soil minerals—investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, v. 165, p. 451– 459, 2002.

KAISER, K.; GUGGENBERGER, G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.*, v. 31, p.711–725, 2000.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M.; 2010. *Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. Soil Biol. Biochem.* 42, 1–13.

KAUFMAN, Y.J.; HOLBEN, B.N.; TANRÉ, D.; WARD, D.E. Remote sensing of biomass burning in the Amazon. *Remote Sensing Reviews*, v. 10, p. 51-59, 1994.

KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L; ELLSWORTH, T. R.; BOAST, C. W. “The Myth of Nitrogen Fertilization for Soil Carbon Sequestration”. *J Environ Qual.*, V. 36, p. 1821-1832, 2007.

KIEM, R.; KÖGEL-KNABNER, I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 35, 101–118, 2003.

KLEBER, M. What is recalcitrant soil organic matter? *Environmental Chemistry*, v. 7, p. 320–332, 2010.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. Past and current human occupation, and land use. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). *Ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press, 2002. p.69-88.

KNICKER, H. Soil organic N- An under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology & Biochemistry*, v.43, 2011, p. 118-119.

KNICKER, H.; SKJEMSTAD, J. O.; *Nature of organic carbon and nitrogen in physically protected organic matter of some Australian soils as revealed by solid-state ^{13}C and ^{15}N NMR spectroscopy. Aust. J. Soil Res.*, v. 38, p. 113– 127, 2000.

KÖGEL-KNABER, I. Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Org. Geochem.*, v. 31, p. 609-625, 2000.

KRAMER, R. W.; KUJAWINSKI, E. B.; HATCHER, P. Identification of black carbon derived structures in a volcanic ashsoil humic acid by Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry. *Environmental Science and Technology*, v. 38 (12), p. 3387–3395, 2004.

LAL, R. Carbon emission from farm operations. *Environment International*, v. 30, p. 981–990, 2004.

LAL, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degradation and Development*, v.17, p. 197–209, 2006.

LAL, R. Carbon sequestration. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, v. 363, p. 815-830, 2008.

LAL, R. Sequestering atmospheric carbon dioxide. *Critical Reviews in Plant Science*, v. 28 p. 90-96, 2009.

LAL, R. Beyond Copenhagen: mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. *Food Security* v. 2 (2), p. 169–177, 2010a.

LAL, R. *Enhancing eco-efficiency in agroecosystems through soil carbon sequestration*. *Crop Science* v. 1, p. 30–40, 2010b.

LAL, R. Managing soils and ecosystems for mitigating anthropogenic carbon emissions and advancing global food security. *BioScience*, v. 60, p. 708–721, 2010c.

LAL, R. *Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security*. *Science* 304: 1623–1627, 2004a.

LAL, R.; FOLLETT, R.; STEWART, B. A.; KIMBLE, J. M. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Sci.*, v. 172, p. 943-956, 2008.

LECKIE, S. E.; PRESCOTT, C. E.; GRAYSTON, S. J.; NEUFELD, J. D.; MOHN, W. W. Characterization of humus microbial communities in adjacent forests that differ in nitrogen availability. *Microb.Ecol.*, v. 48, p. 29–40, 2004.

LEITE, L. F. C. DORAISWAMY, P. C.; CAUSARANO, H. J.; GOLLANY, H. T.; MILAK, S.; MENDONCA, E. S. Modeling organic carbon dynamics under no-tillage and plowed systems in tropical soils of Brazil using CQESTR. *Soil Tillage & Research*. v.102, p. 118-125, 2009.

LEITE, L. F. C.; MENDONCA, E. S. Modelo Century de dinamica da matéria orgânica do solo: equações e pressupostos. *Revista Ciencia Rural*, v. 33(4), p. 679-686, 2003.

LEITE, L. F. C.; MENDONCA, E. S. Perspectivas e Limitacoes da Modelagem da Dinâmica da Matéria Orgânica dos Solos Tropicais. *Topicos em Ciencia do Solo*. 181-218, 2007.

LEITE, L. F. C.; MENDONCA, E. S.; MACHADO, P. L. O.A. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-tillage and disc-plough systems using the Century model. *Geoderma*, v. 120, p. 283–295, 2004.

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

- LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; ZIMMERMANN, R.; GERSTBERGER, P.; ARAÚJO, G, M.; ZECH, W. Nutrient storage in soil and biomass of native Brazilian Cerrado. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 164, no. 5, p. 487-495, 2001.
- LOUREIRO, M. F.; BODDEY, R. M. Balanço de nitrogênio em quatro gramíneas do gênero *Brachiaria*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 23, p. 1343-1353, 1988.
- LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, C. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 28, p. 175-187, 2004.
- LUGATO, E.; BERTI, A.; GIARDINI, L. Soil organic carbon dynamics with and without residue incorporation in relation to different nitrogen fertilization rates. *Geoderma*, v. 135, p.315–321, 2006.
- MAGID, J.; KJAERGAARD, C. Recovering decomposing plant residues from the particulate soil organic matter fraction: size versus density separation. *Biol. Fertil. Soils*, v. 33, p. 252-257, 2001.
- MAHIEU, N.; POWLSON, D. S.; RANDALL, E.W. Statistical analysis of published carbon-13 CPMAS NMR spectra of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 63, p. 307-319, 1999.
- MAIA S. M. F.; OGLE S. M.; CERRI C. C.; CERRI C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil Tillage Res.*, v.106, p.177–184, 2010.
- MAIA S. M. F.; OGLE S. M.; CERRI C. C.; CERRI C. E. P. Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Global Change Biology*, v. 16, 2010.
- MAIA, C. L. A.; ASSAD, E. D.; FRANCHINI, J. C.; SA, J. C. DE M.; LANDERS, J. N.; AMADO, T. J. C.; RODRIGUES, R. DE A. R.; ROLOFF, G.; BLEY JUNIOR, C.; ALMEIDA, H. G.; MOZZER, G. B.; BALBINO, L. C.; GALERANI, P. R.; EVANGELISTA, B. A.; PELLEGRINO, G. Q.; MENDES, T. DE A.; AMARAL, D. D.; RAMOS, E.; MELLO, I.; RALISCH, R., *O aquecimento global e a agricultura de baixa emissão de carbono*. Brasília: MAPA / EMBRAPA / FEBRAPDP, 2011. 75p. 1.

MANLEY, J.; VAN KOOTEN, G. C.; MOELTNER, K.; JOHNSON, D. W. *Creating Carbon Offsets in Agriculture through Zero Tillage: A Meta-Analysis of Costs and Carbon Benefits*, *Climatic Change*, 68(January), 2005.

MAO J-D; HU W-G; SCHMIDT-ROHR K; DAVIES G; GHABBOUR E A; XING B. Quantitative characterization of humic substances by solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance. *Soil Science Society of America Journal*, v. 6, p. 873–884, 2000.

MAQUERE, V.; LACLAU, J. P.; BERNOUX, M.; SAINTANDRE, L.; GONÇALVES, J. L. M.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C. & RANGER, J. Influence of land use (savanna, pasture, Eucalyptus plantations) on soil carbon and nitrogen stocks in Brazil. *Eur. J. Soil Sci.*; v.59, p. 863-877, 2008.

MARCHÃO, R. L. Integração lavoura-pecuária num latossolo do cerrado: impacto na física, matéria orgânica e macrofauna. 2007. 134 f. Tese (Doutorado em Agronomia, área de concentração: Solo e água) - Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

MARCHÃO, R. L.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BROSSARD, M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop-livestock management systems. *Soil and Tillage Research*, v.103, p. 442-450, 2009.

MARI, L. J. Intervalo entre cortes em capim marandu (*Brachiaria brizantha* (Hoscht. ex A Rich.) Stapf cv. Marandu): produção, valor nutritivo e perdas associadas à fermentação e silagem. Piracicaba, 2003.159p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

MARTIN-NETO, L.; NASCIMENTO, O. R.; TALAMONI, J.; POPPI, N. R.. EPR of micronutrients-humic substances complexes extracted from Brazilian soil. *Soil Sci.*, v. 151, p. 369–376, 1991.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, No. 3, p. 425-433, 2003.

- MAYER L. M.; XING B. *Organic carbon-surface area-clay relationships in acid soils. Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 65, p. 250–258, 2001.
- MEBIUS, L. J. A rapid method for the determination of organic carbon in soil. *Anal Chim. Acta.* v. 22, 1960.
- MENDES, I. C.; SOUZA, L. V.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho Escuro sob plantio convencional e direto no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p. 435-443, 2003.
- MERGEL, A. TIMCHENKO; KUDEYAROV, V. *Role of plant root exudates in soil carbon and nitrogen transformation. In: BOX, Jr, J. E. Ed. Root Demographics and their efficiencies in sustainable agriculture, grassland and forest ecosystems.* Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 1998.
- METAY, A.; R. OLIVER, E. SCOPEL, J. M. DOUZET, J. A. A. MOREIRA, F. MARAUX, B.J. FEIGL, and C. FELLER. *N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (cerrados, Brazil), Geoderma*, v. 114, p. 78-88, 2007.
- METHERELL, A.K.; HARDING, L.A.; COLE, C.E.; PARTON, W.J. CENTURY soil organic matter model : agroecosystem version 4.0. Fort Collins : Colorado State University, 1993. 1v. (GPSR. Technical Report, 4).
- MILLER, R. H. & KEENEY, D. R.; eds. *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2. Madison, SoilScience Society of America.* p. 539-579, 1982.
- MIRANDA, A. C.; MIRANDA, H. S.; LLOYD, J. Fluxes of carbon, water and energy over Brazilian cerrado, an analysis using eddy covariance and stable isotopes. *Plant Cell Environ.*, v.20, p. 315–328, 1997.
- MIRANDA, H. S. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. (Eds.). *Cerrado: ecologia e caracterização*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p.69-123.

MIRANDA, H. S. Queimadas de Cerrado: Caracterização e impactos na vegetação. *In Plano de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais do DF*, pp.133–149. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2000.

MIRANDA, H. S.; ROCHA E SILVA, E. P.; MIRANDA, A. C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. In MIRANDA, HS.; SAITO, CH. and DIAS, BFS. *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. Brasília: Universidade de Brasília. p. 1-10.

MIRANDA, H.S.; SATO, M.N.; NETO, W.N.; AIRES, F.S. *Fires in the Cerrado, the brazilian savanna*, p. 427-450, 2009. In: COCHRANE, M.A. (ed). *Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics*. Springer-Praxis.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M.M. C.; MIRANDA, A. C.; 2002. *The fire factor*. In OLIVEIRA, PS. and MARQUIS, RJ. (Eds.). *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press. p. 51-68.

MIRANDA, S. C. *Variação espacial e temporal da biomassa vegetal em áreas de Cerrado*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, 2012.

MONREAL, C. M.; SCHULTEN, H. R.; KODAMA, H. Age, turnover and molecular diversity of soil organic matter in aggregates of a Gleysol. *Can. J. Soil Sci.*, v. 77, p. 379–388, 1997.

MOORE, J. M.; KLOSE, S.; TABATABAI, M. A. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biol. Fert. Soils*, v. 31, p. 200-210, 2000.

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

MORTLAND, M. M.; SHAOBAI, S.; BOYD. Clay organic complexes as adsorbents for phenol and chlorophenols. *Clays & Clay Minerals*, v. 34, p. 581-585, 1986.

MORTLAND, M. M. *Mechanisms of adsorption of nonhumic organic species by clays*. In: HUANG, P.M.; SCHNITZER, M. (Eds.). *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*. Soil Science Society of America, Madison: WI, 1986, p. 59-76.

MOTAVALLI, P. P.; PALM, P. C. A.; PARTON, W. J.; ELLIOT, E. T.; FREYS, S. D. Comparison of laboratory and modeling simulation methods for estimating soil carbon pools in tropical forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, v.26, p. 935-944, 1994.

NADELHOFFER, K. J.; and B. FRY. Controls on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, v. 52, p. 1633–1640, 1988.

NARDOTO, G. B; BUSTAMANTE, M. M. C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil, *Pesq. Agropec. Bras*, v.38, n.8, p.955-962, 2003.

NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KLINK, C. A. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology*, v. 22, n. 2, 2006, p. 191-201.

NEEDLEMAN, B. A.; M. M. WANDER, G. A. BOLLERO, C. W. BOAST, G. K. SIMS.; D. G. BULLOCK. Interaction of tillage and soil texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 63(5), p. 1326-1334, 1999.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: BLACK, C.A. (ed.) *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Madison, Soil Science of America and American Society of Agronomy*, 9:961-1010, 1996.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. *Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R. (eds.) Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2. Madison, Soil Science Society of America*, 1982, p. 539-579.

NEUFELDT, H.; RESCK, D. V. S.; AYARZA, M. A. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. *Geoderma*, v. 107, p. 151–164, 2002.

NEUFELDT, H; AYARZA, M.A.; RESCK, D.V.S. *Distribution of water-stable aggregates and aggregating agents in Cerrado Oxisols. Geoderma*, v. 93, 1999a, p. 85-99.

NEUFELDT, H.; RESCK, D. V. S.; AYARZA, M. A.; ZECH, W. *Soil organic matter in Oxisols of the Brazilian Cerrados. In: THOMAS, R.; AYARZA, M.A. (Eds.). Sustainable*

land management for the Oxisols of the Latin American Savannas: Dynamics of soil organic matter and indicators of soil quality. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 1999, p. 89-109.

NIEROP, K. G. J. Origin of aliphatic compounds in a forest soil. *Organic Geochemistry*, v. 29, p. 1009–1016, 1998.

NIEROP, K. G. J.; BUURMAN, P.; LEEUW, J. W. Effect of vegetation on chemical composition of H horizons in incipient podzols as characterized by ¹³C NMR and pyrolysis-GC/MS. *Geoderma*, v. 90, p. 111-129, 1999.

NILSSON L.O.; WALLANDER, H. Production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. *New Phytologist*, v. 158, p. 409-416, 2003.

NOELLEMEYER, E.; FRANK, F.; ALVAREZ, C.; MORAZZO, G.; QUIROGA, A. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil & Tillage Research*, v.99, 2008, p. 179–190.

NUNES, R. S.; LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. M. G.; MENDES, I. C. Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em Latossolos de Cerrado com a sucessão soja-milho. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 35, 2011, p. 1407-1419.

OADES, J. M.; GILLMAN, G. P.; UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN D.C. (ed). *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu : Univ Hawaii, 1989. p. 69-96.

OADES, J. M.; The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil Structure. *Geoderma*, v. 56, p. 377-400, 1993.

Oades, I. M.; Waters, A. O.; Vassallo, A. M.; Wilson, M. A.; Jones, O. P. Influence of management on the composition of organic matter in a red brown earth as shown by BC NMR. *Australian Journal of Soil Research*. V. 26, p. 289-299, 1988.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JÚNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Compressibilidade de um Latossolo Vermelho argiloso de acordo com a tensão de água no solo, uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa - MG, v. 27(5), p. 773-781, 2003.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Caracterização química e físico hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 327-336, 2004.

PADOVAN, M. P.; ALMEIDA, D. L. de; GUERRA, J. G. M.; RIBEIRO, R. de L. D.; NDIAYE, A. Avaliação de cultivares de soja, sob manejo orgânico, para fins de adubação verde e produção de grãos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 37, n. 12, p. 1705-1710, 2002.

PAIVA, H.N. *Preparo de solo para a implantação florestal*. Viçosa: UFV, 31p.; 1995.

PARFITT, R. L.; YUAN, G.; AND THENG, B. K. G. 1999. A ^{13}C -NMR study of the interactions of soil organic matter with aluminium and allophane in podzols. *European Journal of Soil Science*, v. 50, p. 695–700, 1999.

PARFITT, R. L.; THENG, B. K. G.; WHITTON, J. S.; SHEPHERD, T. G. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma*, v. 75, p. 1–12, 1997.

PARRON, L. M. ; BUSTAMANTE, M. M. C.; MARKEWITZ, D. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. *Biogeochemistry*, 2010. DOI 10.1007/s10533-010-9537-z.

PARTON, W. J.; STEWART, J. W .B.; COLE, C. V. Dynamics of C, N, S, and P in grassland soils: a model. *Biogeochemistry*, v. 5, p. 109-131, 1987.

PARTON, W. J.; RASMUSSEN, P. E. Long-term effects of crop management in wheat-fallow: II. CENTURY model simulations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 58, p. 530-536, 1994.

PARTON, W. J.; SANFORD, R. L.; SANCHEZ, P. A.; STEWART, J. W. B.; BONDE, T. A.; CROSLEY, D.; VEEN, H. van; YOST, R. Modeling soil organic matter dynamics in tropical soils. In: COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Eds.). *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu : University of Hawaii Press, 1989. p.153-171.

PARTON, W. J.; SCHIMEL, D. S.; COLE, C. V.; OJIMA, D. S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PARTON, W. J.; SCURLOCK, J.; OJIMA, M. O.; GILMANOV, D. S. T. G.; SCHOLENS, R. J.; SCHIMEL, D. S.; KIRCHNE, T. J., -C. MENAUT, J. C; SEASTEDT, T.; GARCIA MOYAS, E.; APINAN KAMNALRUT; KINYAMARIO, J. I. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 7, no. 4, pages 785-809, 1993.

PARTON, W. J.; WOOMER, P. L. MARTIN, A. *Modeling soil organic matter dynamics and plant productivity in tropical ecosystems. In: WOOMER, P.L.; SWIFT, M.J. (Eds). The biological management of tropical soil fertility.* Chichester: John Wiley & Sons, 1994. p.171-188.

PAUL, E. A. Dynamics of organic matter in soils. *Plant Soil*, v. 76, p. 275-285, 1984.

PAUL, E. A.; MORRIS, S. J.; CONANT, R. T. and PLANTE, A. F. Does the acid hydrolysis incubation method measure meaningful soil organic carbon pools? *Soil Science Society of America Journal*, v. 70, p. 1023-1035, 2006.

PAUSTIAN, K.; COLLINS, H. P.; PAUL E. A. *Management controls on soil carbon. In PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E.T. and COLE, C.V. (Eds.). Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems.* CRC Press, Boca Raton, 1997, p. 17-30.

PAUSTIAN, K.; COLE, C. V.; SAUERBECK, D.; SAMPSON, N. CO₂ mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change*, v. 40, p. 135-162, 1998.

PEOPLES, M. B.; HERRIDGE, D. F. Quantification of biological nitrogen fixation in agricultural systems. In: PEDROSA, F.O.; HUNGRIA, M.; YATES, M.G.; NEWTON, W.E. (Ed.). *Nitrogen fixation: from molecules to crop productivity.* Dordrecht: Kluwer Academic Pub.; 2000. p.519-524.

PESSENDA, L. C. R.; LEDRU, M. P.; GOUVEIA, S. E. M.; ARAVENA, R.; RIBEIRO, A. S.; BENDASHSOLLIL, J. A.; BOULET R. Holocene palaeoenvironmental reconstruction in north-eastern Brazil inferred from pollen, charcoal and carbon isotope records. *The Holocene*, v. 15, p. 812-820, 2005.

- PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. A novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Advances in Agronomy*, v. 75, p. 57–134, 2002.
- PINTO, A. de S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KISSELLE, K.; BURKE, R.; ZEPP, R.; VIANA, L. T.; VARELLA, R. F. and MOLINA, M. Soil emissions of N₂O, NO, and CO₂ in Brazilian savanas: Effects of vegetation type, seasonality, and prescribed fires. *J. Geophys. Res.* 107(D20), 8089, doi: 10.1029/2001JD000342, 2002.
- PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. Transfer of macro-nutrients to atmosphere during experimental burnings in an open Cerrado. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v.8, p.487-497, 1992.
- POST W. M.; KWON K. C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology* , v. 6(3), 2000.
- PRESTON, C.M. Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects. *Soil Sci.*, v. 161, p. 144-165, 1996.
- PRESTON, C. M.; HEMPLING, R.; SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M.; TROFYMOW, J.A.; AXELSON, D. E. Characterization of organic matter in a forest soil of coastal British Columbia by NMR and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. *Plant Soil*, v. 158 p. 69-82, 1994.
- PULROLNIK, K.; BARROS, N. F.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; BRANDANI, C. B. *Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e Cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. R. Bras. Ci. Solo*, v. 33, 2009.
- RAMOS, A.E. Efeitos da queima sobre o sucesso reprodutivo de espécies congêneres no cerrado. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília-DF, Brasil. 2004
- RASMUSSEN, C.; SOUTHARD, R. J.; HORWATH, W. R. Mineral control of organic carbon mineralization in a range of temperate conifer forest soils. *Global Change Biol.*, v.12, p. 834–847, 2006.

RESCK, D. V. S.; FERREIRA, E. A. B.; FIGUEIREDO, C. C. de; ZINN, Y. L. Dinâmica da Matéria Orgânica no Cerrado. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). *Fundamentos da matéria orgânica do solo*. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, 2008.

RESCK, D. V. S.; SILVA, J. E. da; LOPES, A. S.; COSTA, L. M. da. Management systems in Northern South América. In: PETERSON, G.A.; UNGER, P.W.; PAYNE, W.A. (Eds.). *Dryland Agriculture, Agronomy Monograph No. 23*, 2. ed.; ASA, CSSA, SSSA, 2006.

RESCK, D. V. S.; VASCONCELLOS, C. A.; VILELA, L.; MACEDO, M. C. M. Impact of conversion of Brazilian Cerrado to cropland and pastureland on soil carbon pool and dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; STEWART B.A. (Eds.). *Global climate change and tropical ecosystems*. Boca Raton: RCR Press, 2000.

RESENDE, D.; MERLIN, S.; SANTOS, M. Sequestro de carbono: uma experiência concreta. 2.ed. Palmas: Instituto Ecologia, 2001. 178p

REZENDE, A.V. Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado sensu stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento. 2002. 243p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, v.38, 2008, p. 576-586.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B.M.T. *As principais fitofisionomias do bioma Cerrado*. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; and RIBEIRO, J.F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados. Brasília-DF, 2008, p. 153-212.

RICHTER, D. D.; MARKEWITZ, D. 2001. *Understanding Soil Change*. Cambridge University Press, UK.

RODRIGUES, D. C. Produção de forragem de cultivares de *Brachiaria brizantha* (Hoscht. ex A Rich.) Stapf e modelagem e respostas produtivas em função de variáveis climáticas. Piracicaba, 2004. 94f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo

RONQUIM, C. C.; 2007. *Dinâmica espaço temporal do carbono aprisionado na fitomassa dos agroecossistemas no nordeste do Estado de São Paulo*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 52 p.

ROSA, M. E. C.; OLSZEWSKI, N.; MENDONÇA, E. S.; COSTA, L. M.; CORREIA, J. R. *Eutroférico sob plantio direto no sistema biogeográfico do Cerrado*. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 2, p. 911-923, 2003.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VAN LAGEN B.; VELTHORST, E. Transformations in occluded light fraction organic matter in a clayey oxisol: evidence from ^{13}C -CPMAS-NMR and $\delta^{13}\text{C}$ Signature. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 811-818, 2004.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; PEREIRA, J. A. A. Effects of fire on soil organic matter in a “cerrado sensu-stricto” from Southeast Brazil as revealed by changes in $\delta^{13}\text{C}$. *Geoderma*, v. 95, p. 141-160, 2000.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 65, p. 1486-1499, 2001.

SÁ, J. C. M.; LAL, R. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, v.103, p.46-56, 2009.

SÁ, J. M. *Dinâmica de matéria orgânica do solo e eficiência energética de sistemas agropecuários de produção em Latossolo Vermelho de Cerrado*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2011, 134p.

SALTON, J.C. *Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical*. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 158p, 2005. (Tese de Doutorado).

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.; FERREIRA JR.; L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v. 43, p. 153-156, 2008.

SANTANA, G. S.; DICK, D. P.; JACQUES, A. V. A.; CHITARRA, G. S. Substâncias húmicas e suas interações com Fe e Al em Latossolo subtropical sob diferentes sistemas de manejo de pastagem. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v.35, n.2, p. 461-472, 2011.

SATO, M.N. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 1996

SCHLESINGER, W. H. *Biogeochemistry. An analysis of global change, 2nd edn. Academic*, San Diego, 1997.

SCHNITZER, M. & MONREAL, C. M. Quo vadis soil organic matter research?: a biological link to the chemistry of humification. *Adv. Agron.*, v. 113, p. 139–213, 2011.

SCHNITZER, M. *The synthesis, chemical structure, reactions and functions of humic substances*, 1986. In: BURNS, R.G.; DELL' AGNOLA, G.; MIELE, S.; NARDI, S.; SAVOINI, G.; SCHNITZER, M.; SEQUI, P.; VAUGHAN, D. and VISSER, S.A. (Eds.) *Humic substances: effect on soil and plants. Congress on Humic Substances*. March 1986, Milan.

SCHULTEN, H. R, SCHNITZER, M. Chemical model structures for soil organic matter and soils. *Soil Sci.*, v. 162, p. 115–130, 1997.

SEGNINI, A.; SANTOS, L. M.; SILVA, W. T. L.; MARTIN-NETO, L.; BORATO, C.E.; MELO, W. J.; BOLONHEZI, D. *Estudo comparativo de métodos para a determinação da concentração de carbono em solos com altos teores de Fe (Latossolos)*. Química Nova, v. 31, p. 94-97, 2008.

SÉGUY, L.; BOUZINAC, S.; HUSSON, O.; 2006. *Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover: Learning from Brazilian experience*. In: UPHOFF, N. et al (eds.): *Biological Approaches to Sustainable Soil Systems*. CRC Press, Taylor and Francis, Boca Raton, Florida, p. 323-342.

SEQUEIRA, C. H.; ALLEY, M. M.; JONES, B. P. Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biology and Biochemistry*, v.43, p. 438-444, 2011.

SILVA, J. E. da; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de MO e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do Oeste Baiano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 18(3), p. 541-547, 1994.

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

SILVEIRA, A. M.; VICTORIA, R. L.; BALLESTER, M. V.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A.; PICCOLO, M. C. Simulação dos Efeitos das Mudanças do Uso da Terra na Dinâmica de Carbono no Solo na Bacia do Rio Piracicaba. *Pesq. Agropec. Bras.*, v. 35(2), p. 357-363, 2000.

SILVER, W. L.; OSTERTAG, R.; LUGO, A. E. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Rest. Ecol.*; v. 8, p. 394-407, 2000.

SIQUEIRA NETO, M.; SCOPEL, E.; CORBEELS, M.; CARDOSO, A. N.; DOUZET, J.; FELLER, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: An on-farm synchronic assessment. *Soil Tillage Res.*, v. 110, p. 187-195, 2010.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 76, p. 39-58, 2004.

SITOMPUL, S. M.; HAIRIAH, K.; CADISCH, G.; VAN NOORDWIJK, M. *Dynamics of density fractions of macro-organic matter after forest conversion to sugarcane and woodlots, accounted for in a modified Century model. Neth. J. Agric. Sci.*, v. 48, p. 61–73, 2000.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*, v. 241, p. 155–176, 2002.

SKJEMSTAD, J. O.; CLARKE, P.; TAYLOR, J. A. OADES, J. M. McCLURE, S. G. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Australian Journal of Soil Research*, v. 34(2), p. 251-271, 1996.

SKJEMSTAD, J. O.; TAYLOR, J. A. Does the Walkley-Black method determine soil charcoal? *Communications in Soil Science and Plant Analysis* v. 30 p. 2299-2310, 1999.

SKJEMSTAD, J.O.; BUSHBY, H. V. A.; HANSEN, R. W. Extractable Fe in the surface horizons of a range of soils from Queensland. *Aust. J. Soil Res.*, v. 28, p. 259–266, 1989.

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

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. *The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. & STOTZKY, D.G. (eds.) Soil biochemistry*, v. 6, p. 357-396, 1990.

SMITH, P. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *Eur. J. Agron.*, v. 20, p. 229-236, 2004.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.H.; KUMAR, P.; McCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, R.J.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; McALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J.U. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Phil. Transactions of Royal Society., B Biol Sci.*, v. 363(1492), p. 789-813, 2008.

SMITH, P.; SMITH, J. U.; POWLSON, D. S.; MCGILL, W. B.; ARAH, J. R. M.; CHERTOV, O. G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D. S.; JENSEN, L. S.; KELLY, R. H.; KLEIN-GUNNEWIEK, H.; KOMAROV, A. S.; LIF, C.; MOLINA, J. A. E.; MUELLER, T.; PARTON, W. J.; THORNLEY, J. H. M.; WHITMORE, A.P. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, v. 81, p. 153-225, 1997.

SOHI, S. P.; MAHIEU, N.; ARAH, J. R. M.; POWLSON, D. S.; MADARI, B.; GAUNT, J. L. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 65, p. 1121-1128, 2001.

SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B.; SILVA, C. A.; BUZETTI, S. Frações do carbono orgânico, biomassa e atividade microbiana em um Latossolo Vermelho sob Cerrado submetido a diferentes sistemas de manejos e usos do solo. *Acta Sci. Agron.*, v. 28, p. 323-329, 2006.

SOUZA, E.D.; COSTA, S. E.V .G.A.; LIMA, C.V.S.; ANGHINONI, I.; EGON JOSÉ MEURER, J.E. & CARVALHO, P.C.F. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistemas de integração agricultura-pecuária submetidos a intensidades de pastejo em plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 32, p. 1273-1282, 2008.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. de A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. de F.; ANDRIGUETI, M.; CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

SOUZA, Z. M.; ALVES, M. C. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho Distrófico de Cerrado sob diferentes usos e manejos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 27, n. 1, 2003, p.133-139.

STEVENSON, F.J. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc.; 1994.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: Concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86, doi:10.1007/s10533-007-9140-0, 2007.

SWIFT, M, J.; WOOMER, P L. *Organic matter and the sustainability of agricultural sysetms: definition and measurement. In Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture*, Mulongoy K, Merckx R (eds). Wiley: Chichester; 1993. pp. 3-18.

TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R. M. The effects of the presence of a forage leguminous on nitrogen and carbon levels in soils under brachiaria pasture in the Atlantic Forest region of the South of Bahia, Brazil. *Plant Soil*, v. 234, p. 15-26, 2001.

TELLES, E.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L. A.; TRUMBORE, S. E.; COSTA, E. S.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; OIVEIRA JR, R. C. de. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazônia. *Global Biogeochem. Cycles*, v.17, p. 17.1040, doi: 10.1029/ 2002GB001953, 2003.

TESTA, A. *Mecanização do desmatamento: as novas fronteiras agrícolas*. São Paulo: Ceres, 313p.; 1983.

THENG, B. K. G.; TATE, K. R.; SOLLINS, P. *Constituents of organic matter in temperate and tropical soils*. In: COLEMAN, D.C. et al. *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu: H. University of Hawaii Press, 1989.

TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter: 2. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 47, p. 509–514, 1983.

TORNQUIST, C. G.; GASSMAN, P. W.; MIELNICZUK, J.; GIASCON, E.; CAMPBELL, T.; Spatially explicit simulations of soil C dynamics in southern Brazil: Integrating century and GIS with i-Century. *Geoderma*, v. 150, p. 404–414, 2009.

TRISTRAM, O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*, v. 80, p. 25-41, 2007.

TRUMBORE, S. Age of soil organic matter and soil respiration: Radiocarbon constraints on belowground C dynamics. *Ecological Applications*, v. 10, p. 399-411, 2000.

TRUMBORE, S. Radiocarbon and soil carbon dynamics. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v. 37, p. 47-66, 2009.

TSUKAMOTO FILHO, A.A. *Fixação do carbono em um sistema agroflorestal com eucalipto na região do Cerrado em Minas Gerais*. 2003. 98p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: Uma análise crítica. *Inf. Agron.*, v. 130, p. 12-21, 2010.

URQUIAGA, S.; CADISH, G.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; GILLER, K. E. Influence of decomposition of roots of tropical forage species on the availability of soil nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 30, p. 2099-2106, 1998.

VALLIS, I. Soil nitrogen changes under continuously grazed legume-grass pastures in subtropical coastal Queensland. *Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry*, v.12, p. 495-501, 1972.

VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO₂ e N mineral de um solo Podzólico Vermelho-Escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v, 24, p. 35-42, 2000.

WALKER R. T. Theorizing land use and land cover change: the case of tropical deforestation. *Int. J. Reg. Sci.*, v. 27, p. 247–270, 2004.

WALKLEY, A. A critical examination of a rapid method for determination, organic carbon in soils: effects of variations in digestion conditions and organic soils constituents. *Soil Science*, v. 63, p. 251-263, 1946.

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 Sci.*, v. 37, p. 29-38, 1934.

Wardle, D. A.; Parkinson, D. Comparison of physiological techniques for estimating the response of the soil microbial biomass to soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* v. 22, p. 817–823, 1990a.

WARDLE D. A.; PARKINSON, D. Response of the soil microbial biomass to glucose, and selective inhibitors, across a soil moisture gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 22, p. 825-834, 1990b.

WENDLING, B. *Compartimentos da matéria orgânica do solo medidos e estimados pelo modelo Century para solos de Minas Gerais*, Viçosa, 2007. Tese de Doutorado, 104p.

WERSHAW, R. L. *Evaluation of Conceptual Models of Natural Organic Matter (Humus) from a Consideration of the Chemical and Biochemical Processes of Humification*. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2004–5121. US Geological Survey, Reston, Virginia, 2004.

WEST, T. O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic change*, v. 80, p. 25-41, 2007.

WEST, T. O.; POST, W. M. Soil organic carbon sequestration rates for crops with reduced tillage and enhanced rotation. *Soil Science Society of America Journal*, v. 66, p. 1930-1946, 2002.

WILCKE, W.; LILIENFEIN, J. Soil carbon-13 natural abundance under native and managed vegetation in Brazil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 68, p. 827-832, 2004.

WILKE, B. M. Determination of chemical and physical soil properties. In: MARGESIN, R.; SCHINNER, F. [eds.]. *Manual for soil analysis: monitoring and assessing soil bioremediation*, XVI. Springer: 2005. Berlin Heidelberg, Germany, and New York, NY, USA. 366 pp (p.72).

WMO (World Meteorological Organization). *Statement on the status of the global climate in 2009*. WMO-No 1055, WMO, Geneva, 2010, 13p.

WOOMER, P. L.; MARTIN, A.; ALBRECHT, A.; RESCK, D. V. S.; SCHARPENSEEL, H. W. The importance and management of soil organic matter in the tropics. In: WOOMER, P.W.; SWIFT, M.J. (Eds.). *The Biological Management of Soil Fertility*. West Sussex: John Wiley & Sons, 1994.

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

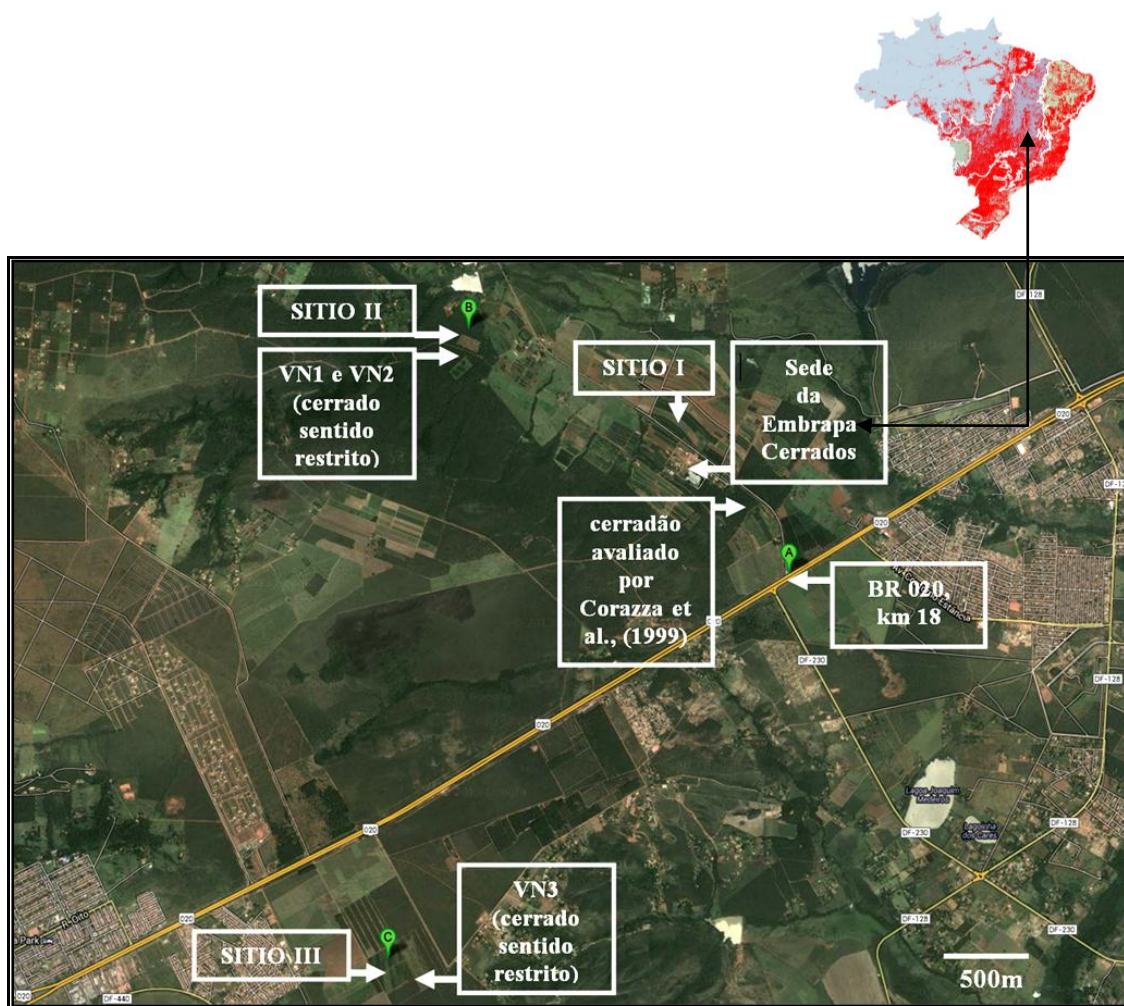
YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZACH, A.; TIESSEN, H.; NOELLEMEYER, E. Carbon turnover and ¹³C natural abundance under land-use change in the semiarid La Pampa, Argentina. *Soil Science Society of America Journal*, v. 70, p. 1541-1546, 2006.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Changes in soil organic carbon stocks through agriculture in Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 84, p. 28-40, 2005.

ANEXOS

ANEXO 1



Distribuição das áreas nativas de referência e dos experimentos de longa duração na Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito federal, Brasil.

(15°35'30"S a 15° 35'S e 47° 42'00"W a 47° 42'30"W; altitude: 1.014 a 1.200 m).

Atributos químicos do solo sob cerrado em 1995 (56 parcelas) antes do desmatamento do SITIO II.

Profundidade	Média					
	pH (H ₂ O)	Al cmol _c kg ⁻¹	Ca+Mg cmol _c kg ⁻¹	P mg.kg ⁻¹	K mg.kg ⁻¹	H+Al cmol _c kg ⁻¹
0-10	4.23	1.42	0.19	1.08	24.87	9.05
10-20	4.02	1.26	0.16	0.90	18.30	7.73
20-30	3.99	1.10	0.15	0.61	9.92	6.81
30-40	4.41	0.95	0.13	0.48	3.92	5.90

Desvio padrão da média						
Profundidade						
0-10	0.64	0.32	0.04	0.31	12.09	1.98
10-20	0.64	0.30	0.09	0.30	9.19	1.88
20-30	0.64	0.31	0.04	0.32	12.09	1.91
30-40	0.64	0.28	0.04	0.29	9.11	1.67

Atributos químicos do solo sob Pastagem em 2010 no SITIO II

Profundidade	pH (H ₂ O)	Al cmol _c kg ⁻¹	Ca+Mg cmol _c kg ⁻¹	P mg.kg ⁻¹	K mg.kg ⁻¹
0-10	5.06	0.54	3.22	7.61	44.67
10-20	4.95	0.72	2.28	2.76	27.33
20-30	5.00	0.66	2.33	2.76	22.00
30-40	5.12	0.63	2.12	1.26	19.33
0-40	5.08	0.60	1.85	0.95	13.33

Atributos químicos do solo sob Plantio direto em 2010 no SITIO II

Profundidade	pH (H ₂ O)	Al cmol _c kg ⁻¹	Ca+Mg cmol _c kg ⁻¹	P mg.kg ⁻¹	K mg.kg ⁻¹
0-10	5.53	0.01	4.99	18.66	99.33
10-20	4.67	0.85	1.50	17.62	50.00
20-30	4.63	0.99	1.29	5.86	40.00
30-40	4.63	1.03	1.07	3.31	48.00
0-40	4.74	0.82	1.16	2.05	47.33

Textura do solo em experimentos de longa duração na Embrapa Cerrados

SITIO	Profundidade	Textura (%)			
		Argila	silte	areia grossa	areia fina
SITIO I	0-40cm	46.54	7,74	9.85	35.88
SITIO II	0-100 ccm	49.81	7.01	6.96	34.46

ANEXO 2

Modelo Century Ecosystems – sub-modelo Savannas

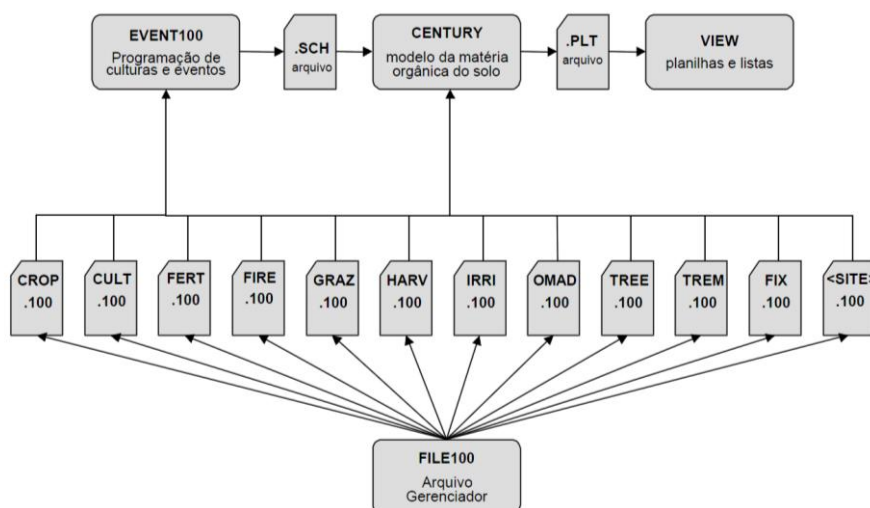


Figura 1. Estrutura e programas do modelo Century utilizada para os cálculos nas simulações (adaptado de Metherell et al., 1993).

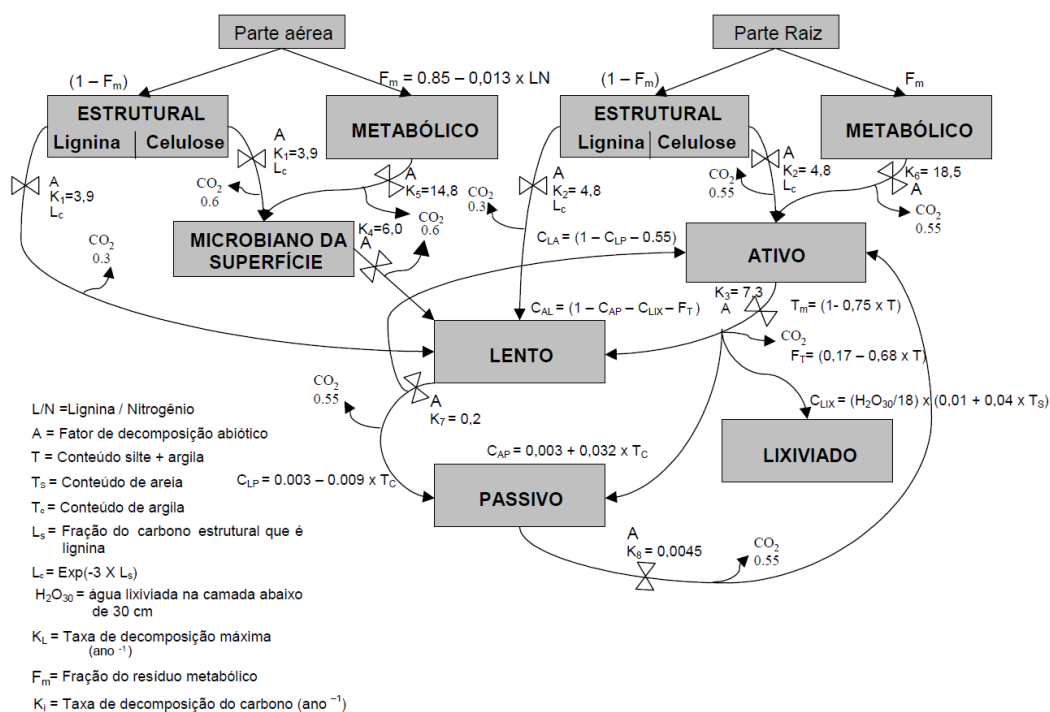


Figura 2 . Compartimentos e fluxos de C no modelo de simulação Century (Leite & Mendonça, 2003)

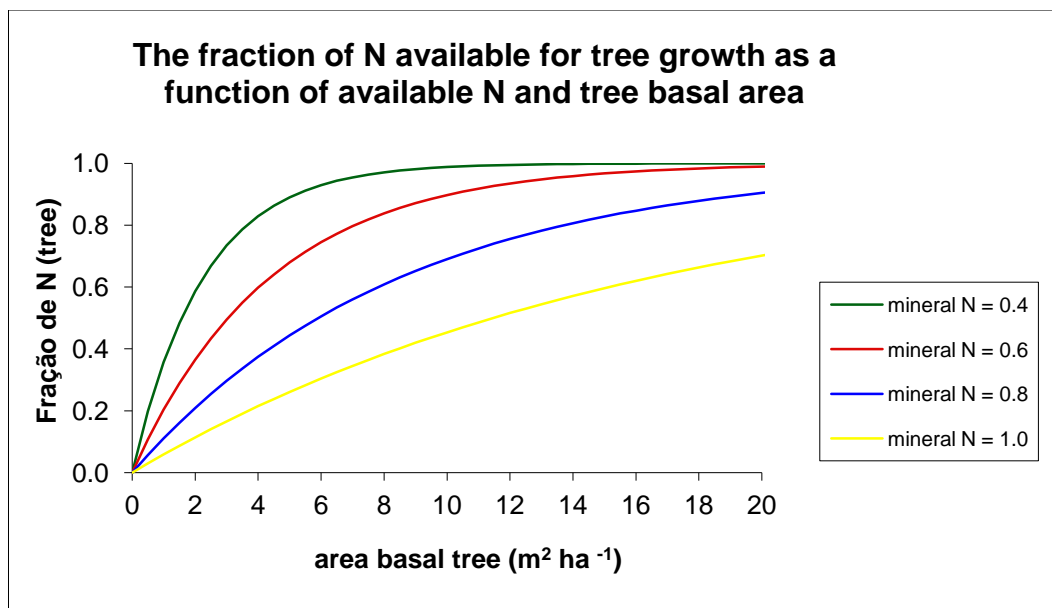


Figura 3. Century Ecosystems sub-modelo savanna: Fração de N disponível para crescimento do estrato arbóreo (tree) em função da área basal e N disponível após parametrização de BASFC2 (1,0) que relaciona a área basal à fração disponível de N para o estrato herbáceo e SITPOT (1,0), no qual os maiores valores fornecem mais N para gramíneas. Esses parâmetros foram

Tabela 1. Simulação de eventos de cerrado sentido restrito em equilíbrio (.sch)

Regime de queimadas			
5 anos		2,5 anos	
1	Starting year	1	Starting year
10001	Last year	10001	Last year
vncpa	c2.1 00 Site file name	vncpa	c2.1 00 Site file name
0	Labeling type	0	Labeling type
-1	Labeling year	-1	Labeling year
-1	Microcosm	-1	Microcosm
-1	CO2 Systems	-1	CO2 Systems
-1	pH shift	-1	pH shift
-1	Soil Warming	-1	Soil Warming
0	N input scalar option	0	N input scalar option
0	OMAD scalar option	0	OMAD scalar option
0	Climate scalar option	0	Climate scalar option
3	Initial system	3	Initial system
HER	Initial crop	HER	Initial crop
CER	Initial tree	CER	Initial tree

Year	Mont	h Option	Year	Mont	h Option
	1	Block # Cerrado		1	Block # Cerrado
	2	Last year		2	Last year
	1	Repeats # years		1	Repeats # years
	1	Output starting year		1	Output starting year
	1	Output month		1	Output month
	1	Output interval		1	Output interval
M		Weather choice	M		Weather choice
	1	1 CROP		1	1 CROP
HER			HER		
	1	1 FRST		1	1 FRST
	1	1 TREE		1	1 TREE
CER			CER		
	1	1 TFST		1	1 TFST
	1	5 LAST		1	5 LAST
	1	5 SENM		1	5 SENM
	1	9 FRST		1	9 FRST
	1	1 2 TLST		1	1 2 TLST
-999	-999	X	-999	-999	X
	2	Block # Cerrado		2	Block # Cerrado
10000		Last year	10000		Last year
5		Repeats # years	5		Repeats # years
9990		Output starting year	9990		Output starting year
	1	Output month		1	Output month
	1	Output interval		1	Output interval
M		Weather choice	M		Weather choice
	1	1 CROP		1	1 CROP
HER			HER		
	1	1 TREE		1	1 TREE
CER			CER		
	1	1 TFST		1	1 TFST
	1	5 LAST		1	5 LAST
	1	5 SENM		1	5 SENM
	1	9 FRST		1	9 FRST
	1	12 TLST		1	12 TLST
	2	1 CROP		2	1 CROP
HER			HER		
	2	1 TREE		2	1 TREE
CER			CER		
	2	1 TFST		2	1 TFST
	2	5 LAST		2	5 LAST
	2	5 SENM		2	5 SENM
	2	9 FRST		2	9 FRST
	2	12 TLST		2	12 TLST
	3	1 CROP		3	1 CROP
HER			HER		

	3	1 TREE		3	1 TREE
CER			CER		
	3	1 TFST		3	1 TFST
	3	5 LAST		3	5 LAST
	3	5 SENM		3	5 SENM
	3	9 FRST		3	7 FIRE
	3	12 TLST	CER		
	4	1 CROP		3	9 FRST
HER				3	12 TLST
	4	1 TREE		4	1 CROP
CER			HER		
	4	1 TFST		4	1 TREE
	4	5 LAST	CER		
	4	5 SENM		4	1 TFST
	4	9 FRST		4	5 LAST
	4	12 TLST		4	5 SENM
	5	1 CROP		4	9 FRST
HER				4	12 TLST
	5	1 TREE		5	1 CROP
CER			HER		
	5	1 TFST		5	1 TREE
	5	5 LAST	CER		
	5	5 SENM		5	1 TFST
	5	7 FIRE		5	5 LAST
CER				5	5 SENM
	5	9 FRST		5	7 FIRE
	5	12 TLST	CER		
-999	-999	X		5	9 FRST
3		Block # 1996_conversion		5	12 TLST
10001		Last year	-999	-999	X
					Block #
1		Repeats # years	3		1996_conversion
10001		Output starting year	10001		Last year
1		Output month	1		Repeats # years
1		Output interval	10001		Output starting year
M		Weather choice	1		Output month
	1	1 CROP	1		Output interval
HER			M		Weather choice
	1	1 TREE		1	1 CROP
CER			HER		
	1	1 TFST		1	1 TREE
	1	6 TLST	CER		
	1	6 LAST		1	1 TFST
	1	6 TREM		1	6 TLST
CCER3				1	6 LAST
	1	7 TREM		1	6 TREM
FIRE			CCER3		

1	8 HARV	1	7 TREM
R2		FIRE	
1	9 CULT	1	8 HARV
P2		R2	
1	10 CULT	1	9 CULT
P2		P2	
-999	-999 X	1	10 CULT
		P2	
		-999	-999 X

Tabela 2. Extrato herbáceo e arbóreo no cerrado sentido restrito VN2

Extrato herbáceo		Extrato arbóreo	
0.25000	'PRDX(1)'	2.00000	'DECID'
30.00000	'PPDF(1)'	0.30000	'PRDX(2)'
45.00000	'PPDF(2)'	30.00000	'PPDF(1)'
1.00000	'PPDF(3)'	45.00000	'PPDF(2)'
2.50000	'PPDF(4)'	1.00000	'PPDF(3)'
1.00000	'BIOFLG'	2.50000	'PPDF(4)'
200.0000	'BIOK5'	15.60000	'CERFOR(1,1,1)'
0.00000	'PLTMRF'	396.00000	'CERFOR(1,1,2)'
200.00000	'FULCAN'	40.00000	'CERFOR(1,1,3)'
1.00000	'FRTCINDX'	30.90000	'CERFOR(1,2,1)'
0.60000	'FRTC(1)'	500.00000	'CERFOR(1,2,2)'
0.20000	'FRTC(2)'	83.00000	'CERFOR(1,2,3)'
0.00000	'FRTC(3)'	32.50000	'CERFOR(1,3,1)'
0.20000	'FRTC(4)'	500.00000	'CERFOR(1,3,2)'
0.10000	'FRTC(5)'	70.00000	'CERFOR(1,3,3)'
0.40000	'CFRTC(1)'	34.900000	'CERFOR(1,4,1)'
0.25000	'CFRTC(2)'	479.00000	'CERFOR(1,4,2)'
0.60000	'CFRTC(1)'	131.00000	'CERFOR(1,4,3)'
0.20000	'CFRTC(2)'	34.10000	'CERFOR(1,5,1)'
400.00000	'BIOMAX'	833.00000	'CERFOR(1,5,2)'
20.00000	'PRAMN(1,1)'	100.00000	'CERFOR(1,5,3)'
390.00000	'PRAMN(2,1)'	56.60000	'CERFOR(2,1,1)'
340.00000	'PRAMN(3,1)'	396.00000	'CERFOR(2,1,2)'
30.00000	'PRAMN(1,2)'	40.00000	'CERFOR(2,1,3)'
390.00000	'PRAMN(2,2)'	103.4000	'CERFOR(2,2,1)'
340.00000	'PRAMN(3,2)'	500.00000	'CERFOR(2,2,2)'
26.90000	'PRAMX(1,1)'	83.00000	'CERFOR(2,2,3)'
440.00000	'PRAMX(2,1)'	174.7000	'CERFOR(2,3,1)'
440.00000	'PRAMX(3,1)'	500.00000	'CERFOR(2,3,2)'
115.7000	'PRAMX(1,2)'	70.00000	'CERFOR(2,3,3)'
440.00000	'PRAMX(2,2)'	232.90000	'CERFOR(2,4,1)'
440.00000	'PRAMX(3,2)'	479.00000	'CERFOR(2,4,2)'
60.00000	'PRBMN(1,1)'	131.00000	'CERFOR(2,4,3)'

390.00000	'PRBMN(2,1)'	147.0000	'CERFOR(2,5,1)'
340.00000	'PRBMN(3,1)'	833.00000	'CERFOR(2,5,2)'
0.00000	'PRBMN(1,2)'	100.00000	'CERFOR(2,5,3)'
0.00000	'PRBMN(2,2)'	59.00000	'CERFOR(3,1,1)'
0.00000	'PRBMN(3,2)'	396.00000	'CERFOR(3,1,2)'
80.00000	'PRBMX(1,1)'	40.00000	'CERFOR(3,1,3)'
420.00000	'PRBMX(2,1)'	50.00000	'CERFOR(3,2,1)'
420.00000	'PRBMX(3,1)'	500.00000	'CERFOR(3,2,2)'
0.00000	'PRBMX(1,2)'	83.00000	'CERFOR(3,2,3)'
0.00000	'PRBMX(2,2)'	99.00000	'CERFOR(3,3,1)'
0.00000	'PRBMX(3,2)'	500.00000	'CERFOR(3,3,2)'
0.02000	'FLIGNI(1,1)'	70.00000	'CERFOR(3,3,3)'
0.00120	'FLIGNI(2,1)'	140.00000	'CERFOR(3,4,1)'
0.26000	'FLIGNI(1,2)'	479.00000	'CERFOR(3,4,2)'
-0.00150	'FLIGNI(2,2)'	131.00000	'CERFOR(3,4,3)'
0.00000	'HIMAX'	83.00000	'CERFOR(3,5,1)'
0.00000	'HIWSF'	833.00000	'CERFOR(3,5,2)'
0.00000	'HIMON(1)'	100.00000	'CERFOR(3,5,3)'
0.00000	'HIMON(2)'	1.50000	'DECW1'
0.00000	'EFRGRN(1)'	0.50000	'DECW2'
0.00000	'EFRGRN(2)'	0.60000	'DECW3'
0.00000	'EFRGRN(3)'	0.00000	'FCFRAC(1,1)'
0.04000	'VLOSSP'	0.25500	'FCFRAC(2,1)'
0.20000	'FSDETH(1)'	0.20000	'FCFRAC(3,1)'
0.63000	'FSDETH(2)'	0.15500	'FCFRAC(4,1)'
0.20000	'FSDETH(3)'	0.39000	'FCFRAC(5,1)'
150.00000	'FSDETH(4)'	0.00000	'FCFRAC(1,2)'
0.10000	'FALLRT'	0.25500	'FCFRAC(2,2)'
0.07000	'RDR'	0.20000	'FCFRAC(3,2)'
2.00000	'RTDTMP'	0.15500	'FCFRAC(4,2)'
0.50000	'CRPRTF(1)'	0.39000	'FCFRAC(5,2)'
0.00000	'CRPRTF(2)'	0.40000	'TFRTCW(1)'
0.00000	'CRPRTF(3)'	0.25000	'TFRTCW(2)'
0.00050	'SNFXMX(1)'	0.36000	'TFRTCW(1)'
-18.0000	'DEL13C'	0.30000	'TFRTCW(2)'
1.20000	'CO2IPR(1)'	0.01000	'LEAFDR(1)'
0.80000	'CO2ITR(1)'	0.01000	'LEAFDR(2)'
1.20000	'CO2ICE(1,1,1)'	0.01000	'LEAFDR(3)'
1.00000	'CO2ICE(1,1,2)'	0.02000	'LEAFDR(4)'
1.00000	'CO2ICE(1,1,3)'	0.03000	'LEAFDR(5)'
1.20000	'CO2ICE(1,2,1)'	0.05000	'LEAFDR(6)'
1.00000	'CO2ICE(1,2,2)'	0.10000	'LEAFDR(7)'
1.00000	'CO2ICE(1,2,3)'	0.10000	'LEAFDR(8)'
1.00000	'CO2IRS(1)'	0.04000	'LEAFDR(9)'
0.00000	'KMRSP(1)'	0.02000	'LEAFDR(10)'
0.00000	'CKMRSPMX(1)'	0.01000	'LEAFDR(11)'
0.00000	'CKMRSPMX(2)'	0.01000	'LEAFDR(12)'
0.25000	'NO3PREF(1)'	0.01100	'BTOLAI'
4.00000	'CLAYPG'	300.000	'KLAI'
10.0000	'TMPGERM'	-0.47000	'LAITOP'

900.000	'DDBASE'	2.000000	'MAXLAI'
7.00000	'TMPKILL'	1.00000	'MAXLDR'
10.0000	'BASETEMP'	0.40000	'FORRTF(1)'
100.000	'MNDDHRV'	0.00000	'FORRTF(2)'
200.000	'MXDDHRV'	0.00000	'FORRTF(3)'
		1.00000	'SAPK'
		0.00000	'SWOLD'
		0.17000	'WDLIG(1)'
		0.25000	'WDLIG(2)'
		0.25000	'WDLIG(3)'
		0.32000	'WDLIG(4)'
		0.25000	'WDLIG(5)'
		0.30000	'WOODDR(1)'
		0.00740	'WOODDR(2)'
		0.00670	'WOODDR(3)'
		0.00600	'WOODDR(4)'
		0.00520	'WOODDR(5)'
		0.00050	'SNFXMX(2)'
		0.00000	'DEL13C'
		1.20000	'CO2IPR(2)'
		0.80000	'CO2ITR(2)'
		1.20000	'CO2ICE(2,1,1)'
		1.00000	'CO2ICE(2,1,2)'
		1.00000	'CO2ICE(2,1,3)'
		1.20000	'CO2ICE(2,2,1)'
		1.00000	'CO2ICE(2,2,2)'
		1.00000	'CO2ICE(2,2,3)'
		1.00000	'CO2IRS(2)'
		1.00000	'BASFC2'
		1.00000	'BASFCT'
		1.00000	'SITPOT'
		13.5000	'MAXNP'
		0.00000	'KMRSP(2)'
		0.00000	'FKMRSPMX(1)'
		0.00000	'FKMRSPMX(2)'
		0.00000	'FKMRSPMX(3)'
		0.00000	'FKMRSPMX(4)'
		0.00000	'FKMRSPMX(5)'
		0.50000	'NO3PREF(2)'
		8.00000	'TLAYPG'
		7.00000	'TMPLFF'
		10.0000	'TMPLFS'

Tabela 3. Valores locais (arquivos FIX e SITE)

<u>Parâmetros do FIX</u>		<u>Parâmetros climáticos</u>	
15.00000	'ADEP(1)'	23.99000	'PRECIP(1)'
15.00000	'ADEP(2)'	18.71000	'PRECIP(2)'
15.00000	'ADEP(3)'	20.73000	'PRECIP(3)'
15.00000	'ADEP(4)'	9.340000	'PRECIP(4)'
30.00000	'ADEP(5)'	2.480000	'PRECIP(5)'
30.00000	'ADEP(6)'	0.440000	'PRECIP(6)'
30.00000	'ADEP(7)'	0.440000	'PRECIP(7)'
30.00000	'ADEP(8)'	1.560000	'PRECIP(8)'
20.0000	'ADEP(9)'	3.910000	'PRECIP(9)'
0.00000	'ADEP(10)'	12.36000	'PRECIP(10)'
-40.00000	'AGPPA'	18.19000	'PRECIP(11)'
7.70000	'AGPPB'	22.79000	'PRECIP(12)'
1.50000	'ANEREF(1)'	13.40	'PRCSTD(1)'
3.00000	'ANEREF(2)'	9.76	'PRCSTD(2)'
0.30000	'ANEREF(3)'	12.44	'PRCSTD(3)'
5.00000	'ANIMPT'	5.46	'PRCSTD(4)'
0.80000	'AWTL(1)'	2.79	'PRCSTD(5)'
0.60000	'AWTL(2)'	0.85	'PRCSTD(6)'
0.40000	'AWTL(3)'	1.21	'PRCSTD(7)'
0.30000	'AWTL(4)'	2.07	'PRCSTD(8)'
0.20000	'AWTL(5)'	3.71	'PRCSTD(9)'
0.20000	'AWTL(6)'	8.69	'PRCSTD(10)'
0.20000	'AWTL(7)'	7.83	'PRCSTD(11)'
0.20000	'AWTL(8)'	9.13	'PRCSTD(12)'
0.00000	'AWTL(9)'	1.17700	'PRCSKW(1)'
0.00000	'AWTL(10)'	0.73850	'PRCSKW(2)'
100.00000	'BGPPA'	0.42310	'PRCSKW(3)'
7.00000	'BGPPB'	0.50300	'PRCSKW(4)'
350.00000		2.75010	'PRCSKW(5)'
'CO2PPM(1)'		2.25850	'PRCSKW(6)'
700.00000		4.34610	'PRCSKW(7)'
'CO2PPM(2)'		1.78210	'PRCSKW(8)'
0.00000	'CO2RMP'	0.94560	'PRCSKW(9)'
0.00000	'DAMR(1,1)'	1.70060	'PRCSKW(10)'
0.00000	'DAMR(1,2)'	0.50480	'PRCSKW(11)'
0.01000	'DAMR(1,3)'	1.84600	'PRCSKW(12)'
0.02000	'DAMR(2,1)'	17.8100	'TMN2M(1)'
0.02000	'DAMR(2,2)'	17.7700	'TMN2M(2)'
0.04000	'DAMR(2,3)'	17.7600	'TMN2M(3)'
15.00000		17.1300	'TMN2M(4)'
'DAMRMN(1)'		15.2500	'TMN2M(5)'
150.00000		13.6100	'TMN2M(6)'
'DAMRMN(2)'			
150.00000			
'DAMRMN(3)'			

3.90000	'DEC1(1)'	13.2600	'TMN2M(7)'
4.90000	'DEC1(2)'	14.9300	'TMN2M(8)'
14.80000	'DEC2(1)'	16.8900	'TMN2M(9)'
18.50000	'DEC2(2)'	17.8500	'TMN2M(10)'
6.00000	'DEC3(1)'	17.8500	'TMN2M(11)'
8.00000	'DEC3(2)'	17.8900	'TMN2M(12)'
0.00590	'DEC4'	27.4600	'TMX2M(1)'
0.32000	'DEC5'	27.7500	'TMX2M(2)'
5.00000	'DECK5'	27.9100	'TMX2M(3)'
-4.00000	'DLIGDF'	27.7900	'TMX2M(4)'
0.99900	'DRESP'	27.1000	'TMX2M(5)'
0.20000	'EDEPTH'	26.4800	'TMX2M(6)'
0.40000	'ELITST'	26.6400	'TMX2M(7)'
2.00000	'ENRICH'	28.4300	'TMX2M(8)'
0.90000	'FAVAIL(1)'	29.7400	'TMX2M(9)'
0.50000	'FAVAIL(3)'	29.2800	'TMX2M(10)'
0.20000	'FAVAIL(4)'	27.7300	'TMX2M(11)'
0.40000	'FAVAIL(5)'	27.4200	'TMX2M(12)'
2.00000	'FAVAIL(6)'	*** Site and control parameters	
0.20000	'FLEACH(1)'	0.00000	'IVAUTO'
0.70000	'FLEACH(2)'	1.00000	'NELEM'
1.00000	'FLEACH(3)'	-17.36000	'SITLAT'
0.00000	'FLEACH(4)'	-46.42000	'SITLNG'
0.10000	'FLEACH(5)'	0.43700	'SAND'
0.80000	'FWLOSS(1)'	0.06700	'SILT'
0.80000	'FWLOSS(2)'	0.49600	'CLAY'
0.65000	'FWLOSS(3)'	0.00000	'ROCK'
0.80000	'FWLOSS(4)'	0.93000	'BULKD'
-0.12500	'FXMCA'	9.00000	'NLAYER'
0.00500	'FXMCB'	9.00000	'NLAYPG'
0.35000	'FXMXS'	1.00000	'DRAIN'
7.00000	'FXNPB'	0.30000	'BASEF'
0.00000	'GREMB'	0.60000	'STORMF'
2.00000	'IDEF'	8.00000	'PRECRO'
0.20000	'LHZF(1)'	0.15000	'FRACRO'
0.40000	'LHZF(2)'	1.00000	'SWFLAG'
0.80000	'LHZF(3)'	0.20000	'AWILT(1)'
18.00000	'MINLCH'	0.20000	'AWILT(2)'
0.00000	'NSNFIX'	0.20000	'AWILT(3)'
4.00000	'NTSPM'	0.20000	'AWILT(4)'
0.03000		0.20000	'AWILT(5)'
'OMLECH(1)'		0.20000	'AWILT(6)'
0.12000		0.20000	'AWILT(7)'
'OMLECH(2)'		0.20000	'AWILT(8)'
60.00000		0.20000	'AWILT(9)'
'OMLECH(3)'		0.30000	'AWILT(10)'
0.60000	'P1CO2A(1)'		
0.17000	'P1CO2A(2)'		

0.00000	'P1CO2B(1)'	0.30000	'AFIEL(1)'
0.68000	'P1CO2B(2)'	0.30000	'AFIEL(2)'
0.55000	'P2CO2'	0.30000	'AFIEL(3)'
0.55000	'P3CO2'	0.30000	'AFIEL(4)'
100.00000	'PABRES'	0.30000	'AFIEL(5)'
16.00000		0.30000	'AFIEL(6)'
'PCEMIC(1,1)'		0.30000	'AFIEL(7)'
200.00000		0.30000	'AFIEL(8)'
'PCEMIC(1,2)'		0.30000	'AFIEL(9)'
150.00000		0.00000	'AFIEL(10)'
'PCEMIC(1,3)'		4.80000	'PH'
10.00000		1.00000	'PSLSRB'
'PCEMIC(2,1)'		10.00000	'SORPMX'
99.00000		*** External nutrient input parameters	
'PCEMIC(2,2)'		0.05000	'EPNFA(1)'
50.00000		0.00420	'EPNFA(2)'
'PCEMIC(2,3)'		30.0000	'EPNFS(1)'
0.02000		0.00800	'EPNFS(2)'
'PCEMIC(3,1)'		0.00000	'SATMOS(1)'
0.00150		0.00000	'SATMOS(2)'
'PCEMIC(3,2)'		0.00000	'SIRRI'
0.00150		*** Organic matter initial values	
'PCEMIC(3,3)'		0.000000	'SOM1CI(1,1)'
0.25000	'PEFTXA'	0.00000	'SOM1CI(1,2)'
0.75000	'PEFTXB'	0.000000	'SOM1CI(2,1)'
6.00000	'PHESP(1)'	0.00000	'SOM1CI(2,2)'
0.00080	'PHESP(2)'	0.00000	'SOM2CI(1)'
7.60000	'PHESP(3)'	0.00000	'SOM2CI(2)'
0.01500	'PHESP(4)'	0.00000	'SOM3CI(1)'
3.00000	'PLIGST(1)'	0.00000	'SOM3CI(2)'
3.00000	'PLIGST(2)'	0.00000	'RCES1(1,1)'
0.55000	'PMCO2(1)'	0.00000	'RCES1(1,2)'
0.55000	'PMCO2(2)'	0.00000	'RCES1(1,3)'
0.00000	'PMNSEC(1)'	0.00000	'RCES1(2,1)'
0.00000	'PMNSEC(2)'	0.00000	'RCES1(2,2)'
2.00000	'PMNSEC(3)'	0.00000	'RCES1(2,3)'
0.00400	'PMNTMP'	0.00000	'RCES2(1)'
600.00000	'PMXBIO'	0.00000	'RCES2(2)'
-0.00350	'PMXTMP'	0.00000	'RCES2(3)'
0.00000	'PPARMN(1)'	0.00000	'RCES3(1)'
0.00010	'PPARMN(2)'	0.00000	'RCES3(2)'
0.00050	'PPARMN(3)'	0.00000	'RCES3(3)'
0.00000	'PPRPTS(1)'	100.00000	'CLITTR(1,1)'
1.00000	'PPRPTS(2)'	0.00000	'CLITTR(1,2)'
0.80000	'PPRPTS(3)'	100.00000	'CLITTR(2,1)'
0.45000	'PS1CO2(1)'	0.00000	'CLITTR(2,2)'
0.55000	'PS1CO2(2)'		
-0.0030	'PS1S3(1)'		
0.04200	'PS1S3(2)'		
-0.0030	'PS2S3(1)'		

0.01700	'PS2S3(2)'	88.00000	'RCELIT(1,1)'
0.00000	'PSECMN(1)'	300.00000	'RCELIT(1,2)'
0.00220	'PSECMN(2)'	300.00000	'RCELIT(1,3)'
0.20000	'PSECMN(3)'	66.00000	'RCELIT(2,1)'
0.00000	'PSECOC1'	300.00000	'RCELIT(2,2)'
0.00000	'PSECOC2'	300.00000	'RCELIT(2,3)'
12.00000		0.00000	'AGLCIS(1)'
'RAD1P(1,1)'		0.00000	'AGLCIS(2)'
3.00000	'RAD1P(2,1)'	0.00000	'AGLIVE(1)'
5.00000	'RAD1P(3,1)'	0.00000	'AGLIVE(2)'
220.000000		0.00000	'AGLIVE(3)'
'RAD1P(1,2)'		200.00000	'BGLCIS(1)'
5.00000	'RAD1P(2,2)'	0.00000	'BGLCIS(2)'
100.00000		1.50000	'BGLIVE(1)'
'RAD1P(3,2)'		0.45000	'BGLIVE(2)'
220.000000		0.45000	'BGLIVE(3)'
'RAD1P(1,3)'		50.00000	'STDCIS(1)'
5.00000	'RAD1P(2,3)'	0.00000	'STDCIS(2)'
100.00000		0.80000	'STDEDE(1)'
'RAD1P(3,3)'		0.20000	'STDEDE(2)'
200.00000		0.20000	'STDEDE(3)'
'RCESTR(1)'		*** Forest organic matter initial parameters	
500.00000		0.00000	'RLVCIS(1)'
'RCESTR(2)'		0.00000	'RLVCIS(2)'
500.00000		0.00000	'RLEAVE(1)'
'RCESTR(3)'		0.00000	'RLEAVE(2)'
0.01500	'RICTRL'	0.00000	'RLEAVE(3)'
0.80000	'RIINT'	0.00000	'FBRCIS(1)'
0.30000	'RSPLIG'	0.00000	'FBRCIS(2)'
-1.00000	'SEED'	0.00000	'FBRCHE(1)'
0.85000	'SPL(1)'	0.00000	'FBRCHE(2)'
0.01300	'SPL(2)'	0.00000	'FBRCHE(3)'
5000.00000		0.00000	'RLWCIS(1)'
'STRMAX(1)'		0.00000	'RLWCIS(2)'
5000.00000		0.00000	'RLWODE(1)'
'STRMAX(2)'		0.00000	'RLWODE(2)'
1.00000	'TEXEPP(1)'	0.00000	'RLWODE(3)'
0.70000	'TEXEPP(2)'	0.00000	'FRTCIS(1)'
0.00010	'TEXEPP(3)'	0.00000	'FRTCIS(2)'
0.00016	'TEXEPP(4)'	0.00000	'FROOTE(1)'
2.00000	'TEXEPP(5)'	0.00000	'FROOTE(2)'
1.00000	'TEXESP(1)'	0.00000	'FROOTE(3)'
0.00400	'TEXESP(3)'	0.00000	'CRTICIS(1)'
15.4000	'TEFF(1)'	0.00000	'CRTICIS(2)'
11.7500	'TEFF(2)'	0.00000	'CROOTE(1)'
29.7000	'TEFF(3)'	0.00000	'CROOTE(2)'
0.03100	'TEFF(4)'	0.00000	
0.00000	'TMELT(1)'	0.00000	
0.00200	'TMELT(2)'	0.00000	
14.00000		0.00000	

'VARAT1(1,1)'	0.00000	'CROOTE(3)'
3.00000	0.00000	'WD1CIS(1)'
'VARAT1(2,1)'	0.00000	'WD1CIS(2)'
2.00000	0.00000	'WD2CIS(1)'
'VARAT1(3,1)'	0.00000	'WD2CIS(2)'
150.0000	0.00000	'WD3CIS(1)'
'VARAT1(1,2)'	0.00000	'WD3CIS(2)'
30.00000	0.00000	
'VARAT1(2,2)'		
2.00000		
'VARAT1(3,2)'		
200.0000		
'VARAT1(1,3)'		
50.00000		
'VARAT1(2,3)'		
2.00000		
'VARAT1(3,3)'		
15.00000		
'VARAT2(1,1)'		
12.00000		
'VARAT2(2,1)'		
2.00000		
'VARAT2(3,1)'		
400.00000		
'VARAT2(1,2)'		
100.0000		
'VARAT2(2,2)'		
2.00000		
'VARAT2(3,2)'		
400.00000		
'VARAT2(1,3)'		
100.0000		
'VARAT2(2,3)'		
2.00000		
'VARAT2(3,3)'		
5.50000		
'VARAT3(1,1)'		
6.00000		
'VARAT3(2,1)'		
2.00000		
'VARAT3(3,1)'		
200.00000		
'VARAT3(1,2)'		
50.00000		
'VARAT3(2,2)'		
2.00000		
'VARAT3(3,2)'		
200.00000		
'VARAT3(1,3)'		
50.00000		
'VARAT3(2,3)'		
2.00000		
'VARAT3(3,3)'		
0.02000		'VLOSSE'

1.00000	'VLOSSG'
values	

Tabela 4. Parametros CROP da simulação de espécies em pastagens

<u>PASTAGEM <i>Braquiária</i></u>		<u>Pastagem <i>Andropogon</i></u>	
0.60000	'PRDX(1)'	0.40000	'PRDX(1)'
22.00000	'PPDF(1)'	22.00000	'PPDF(1)'
45.00000	'PPDF(2)'	45.00000	'PPDF(2)'
1.00000	'PPDF(3)'	1.00000	'PPDF(3)'
2.50000	'PPDF(4)'	2.50000	'PPDF(4)'
1.00000	'BIOFLG'	1.00000	'BIOFLG'
60.00000	'BIOK5'	60.00000	'BIOK5'
1.00000	'PLTMRF'	1.00000	'PLTMRF'
100.00000	'FULCAN'	100.00000	'FULCAN'
1.00000	'FRTCINDEX'	1.00000	'FRTCINDEX'
0.60000	'FRTC(1)'	0.60000	'FRTC(1)'
0.60000	'FRTC(2)'	0.60000	'FRTC(2)'
4.00000	'FRTC(3)'	4.00000	'FRTC(3)'
0.20000	'FRTC(4)'	0.20000	'FRTC(4)'
0.10000	'FRTC(5)'	0.10000	'FRTC(5)'
0.30000	'CFRTCEN(1)'	0.30000	'CFRTCEN(1)'
0.25000	'CFRTCEN(2)'	0.25000	'CFRTCEN(2)'
0.40000	'CFRTCEN(1)'	0.40000	'CFRTCEN(1)'
0.10000	'CFRTCEN(2)'	0.10000	'CFRTCEN(2)'
400.00000	'BIOMAX'	400.00000	'BIOMAX'
10.00000	'PRAMN(1,1)'	10.00000	'PRAMN(1,1)'
390.00000	'PRAMN(2,1)'	390.00000	'PRAMN(2,1)'
340.00000	'PRAMN(3,1)'	340.00000	'PRAMN(3,1)'
40.00000	'PRAMN(1,2)'	40.00000	'PRAMN(1,2)'
390.00000	'PRAMN(2,2)'	390.00000	'PRAMN(2,2)'
340.00000	'PRAMN(3,2)'	340.00000	'PRAMN(3,2)'
20.00000	'PRAMX(1,1)'	20.00000	'PRAMX(1,1)'
440.00000	'PRAMX(2,1)'	440.00000	'PRAMX(2,1)'
440.00000	'PRAMX(3,1)'	440.00000	'PRAMX(3,1)'
60.00000	'PRAMX(1,2)'	60.00000	'PRAMX(1,2)'
440.00000	'PRAMX(2,2)'	440.00000	'PRAMX(2,2)'
440.00000	'PRAMX(3,2)'	440.00000	'PRAMX(3,2)'
60.00000	'PRBMN(1,1)'	60.00000	'PRBMN(1,1)'
390.00000	'PRBMN(2,1)'	390.00000	'PRBMN(2,1)'
340.00000	'PRBMN(3,1)'	340.00000	'PRBMN(3,1)'
0.00000	'PRBMN(1,2)'	0.00000	'PRBMN(1,2)'
0.00000	'PRBMN(2,2)'	0.00000	'PRBMN(2,2)'
0.00000	'PRBMN(3,2)'	0.00000	'PRBMN(3,2)'
80.00000	'PRBMX(1,1)'	80.00000	'PRBMX(1,1)'
420.00000	'PRBMX(2,1)'	420.00000	'PRBMX(2,1)'
420.00000	'PRBMX(3,1)'	420.00000	'PRBMX(3,1)'

0.00000	'PRBMX(1,2)'	0.00000	'PRBMX(1,2)'
0.10000	'PRBMX(2,2)'	0.10000	'PRBMX(2,2)'
0.00000	'PRBMX(3,2)'	0.00000	'PRBMX(3,2)'
0.12000	'FLIGNI(1,1)'	0.12000	'FLIGNI(1,1)'
0.00000	'FLIGNI(2,1)'	0.00000	'FLIGNI(2,1)'
0.50000	'FLIGNI(1,2)'	0.50000	'FLIGNI(1,2)'
0.00000	'FLIGNI(2,2)'	0.00000	'FLIGNI(2,2)'
0.00000	'HIMAX'	0.00000	'HIMAX'
0.00000	'HIWSF'	0.00000	'HIWSF'
0.00000	'HIMON(1)'	0.00000	'HIMON(1)'
0.00000	'HIMON(2)'	0.00000	'HIMON(2)'
0.0000	'EFRGRN(1)'	0.0000	'EFRGRN(1)'
0.0000	'EFRGRN(2)'	0.0000	'EFRGRN(2)'
0.0000	'EFRGRN(3)'	0.0000	'EFRGRN(3)'
0.04000	'VLOSSP'	0.04000	'VLOSSP'
0.00000	'FSDETH(1)'	0.00000	'FSDETH(1)'
0.50000	'FSDETH(2)'	0.50000	'FSDETH(2)'
0.20000	'FSDETH(3)'	0.20000	'FSDETH(3)'
500.00000	'FSDETH(4)'	500.00000	'FSDETH(4)'
0.10000	'FALLRT'	0.10000	'FALLRT'
0.10000	'RDR'	0.10000	'RDR'
2.00000	'RTDTMP'	2.00000	'RTDTMP'
0.40000	'CRPRTF(1)'	0.40000	'CRPRTF(1)'
0.00000	'CRPRTF(2)'	0.00000	'CRPRTF(2)'
0.00000	'CRPRTF(3)'	0.00000	'CRPRTF(3)'
0.01000	'SNFXMX(1)'	0.00000	'SNFXMX(1)'
27.00000	'DEL13C'	27.00000	'DEL13C'
1.20000	'CO2IPR(1)'	1.20000	'CO2IPR(1)'
0.80000	'CO2ITR(1)'	0.80000	'CO2ITR(1)'
1.20000	'CO2ICE(1,1,1)'	1.20000	'CO2ICE(1,1,1)'
1.00000	'CO2ICE(1,1,2)'	1.00000	'CO2ICE(1,1,2)'
1.00000	'CO2ICE(1,1,3)'	1.00000	'CO2ICE(1,1,3)'
1.20000	'CO2ICE(1,2,1)'	1.20000	'CO2ICE(1,2,1)'
1.00000	'CO2ICE(1,2,2)'	1.00000	'CO2ICE(1,2,2)'
1.00000	'CO2ICE(1,2,3)'	1.00000	'CO2ICE(1,2,3)'
1.00000	'CO2IRS(1)'	1.00000	'CO2IRS(1)'
0.00000	'KMRSP(1)'	0.00000	'KMRSP(1)'
0.00000		0.00000	
'CKMRSPMX(1)'		'CKMRSPMX(1)'	
0.00000		0.00000	
'CKMRSPMX(2)'		'CKMRSPMX(2)'	
0.25000	'NO3PREF(1)'	0.25000	'NO3PREF(1)'
4.00000	'CLAYPG'	4.00000	'CLAYPG'
10.0000	'TMPGERM'	10.0000	'TMPGERM'
900.000	'DDBASE'	900.000	'DDBASE'
7.00000	'TMPKILL'	7.00000	'TMPKILL'
10.0000	'BASETEMP'	10.0000	'BASETEMP'
100.000	'MNDDHRV'	100.000	'MNDDHRV'
200.000	'MXDDHRV'	200.000	'MXDDHRV'

Tabela 5. Parâmetros de cultivo

<u>Arado de discos</u>		<u>Arado de aivecas</u>	
0.00000	'CULTRA(1)'	0.00000	'CULTRA(1)'
0.10000	'CULTRA(2)'	0.10000	'CULTRA(2)'
0.90000	'CULTRA(3)'	0.90000	'CULTRA(3)'
0.10000	'CULTRA(4)'	0.10000	'CULTRA(4)'
0.90000	'CULTRA(5)'	0.90000	'CULTRA(5)'
0.90000	'CULTRA(6)'	0.90000	'CULTRA(6)'
1.00000	'CULTRA(7)'	1.00000	'CULTRA(7)'
1.60000	'CLTEFF(1)'	1.80000	'CLTEFF(1)'
1.60000	'CLTEFF(2)'	1.80000	'CLTEFF(2)'
1.60000	'CLTEFF(3)'	1.80000	'CLTEFF(3)'
1.60000	'CLTEFF(4)'	1.80000	'CLTEFF(4)'

Tabela 6. Simulação de aplicação de Nitrogênio via fertilizantes

<u>60 kg N</u>		<u>30 kg N</u>	
6.00000	'FERAMT(1)'	3.00000	'FERAMT(1)'
0.00000	'FERAMT(2)'	0.00000	'FERAMT(2)'
0.00000	'FERAMT(3)'	0.00000	'FERAMT(3)'
0.00000	'AUFERT'	0.00000	'AUFERT'
1.00000	'NINHIB'	1.00000	'NINHIB'

Tabela 7. Simulação de fogo no Cerrado (FIRE) (Comunicação pessoal, Heloisa Miranda, Prof. Depto Ecologia, UnB, DF e baseado em Sato, 1996;2003; Miranda et al., 2002)

<u>Fogo no estrato herbáceo</u>		<u>Fogo para o desmatamento</u>	
0.70000	'FLFREM'	0.00000	'EVNTYP'
0.70000	'FDFREM(1)'	0.99000	'REMF(1)'
0.40000	'FDFREM(2)'	0.99000	'REMF(2)'
0.36500	'FDFREM(3)'	0.99000	'REMF(3)'
0.12000	'FDFREM(4)'	0.99000	'REMF(4)'
0.17400	'FRET(1,1)'	0.99000	'REMF(5)'
0.30000	'FRET(1,2)'	1.00000	'FD(1)'
1.00000	'FRET(1,3)'	1.00000	'FD(2)'
1.00000	'FRET(1,4)'	0.00000	'RETF(1,1)'
0.00300	'FRET(2,1)'	0.00000	'RETF(1,2)'
0.20000	'FRET(2,2)'	0.00000	'RETF(1,3)'
0.00000	'FRET(2,3)'	0.00000	'RETF(1,4)'
0.00000	'FRET(2,4)'	0.00000	'RETF(2,1)'
0.00300	'FRET(3,1)'	0.00000	'RETF(2,2)'
0.20000	'FRET(3,2)'	0.00000	'RETF(2,3)'
0.00000	'FRET(3,3)'	0.00000	'RETF(2,4)'
0.00000	'FRET(3,4)'	0.00000	'RETF(3,1)'
0.20000	'FRTSH'	0.00000	'RETF(3,2)'
10.00000	'FNUE(1)'	0.00000	'RETF(3,3)'
30.00000	'FNUE(2)'	0.00000	'RETF(3,4)'

ANEXO 3

HISTÓRICO DO PROGRAMA AGRICULTURA DE BAIXO CARBONO

Apos a 15ª Conferencia das Partes (COP-15), realizada no ano de 2009, em Copenhague, Dinamarca, com o intuito de informar as Partes da Convencao, o Governo brasileiro indicou um compromisso nacional voluntario (mais conhecido como Nama), com potencial de reducao das emissoes de GEE entre 36,1% e 38,9% em relacao as emissoes brasileiras projetadas ate 2020. Esses compromissos foram ratificados no artigo 12 da Lei no 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Politica Nacional sobre Mudancas do Clima (PNMC). Consta nessa legislacao que o Poder Executivo estabeleceria planos setoriais de mitigacao e de adaptacao as mudancas climaticas, visando a consolidacao de uma economia de baixo consumo de carbono em varios setores da economia, como a agricultura. Em 9 de dezembro de 2010, foi publicado o Decreto no 7.390, que regulamenta os artigos 6o, 11 e 12 da Lei no 12.187. Para efeito dessa regulamentacao. No art. 6º do Decreto nº 7.390 está previsto que, para alcançar o compromisso nacional voluntário de que trata o art. 12º da Lei nº 12.187/2009, serão implementadas ações que almejam a redução, entre 1.168 milhões de t CO₂eq e 1.259 milhões de t CO₂eq, do total das emissões estimadas para o ano de 2020 (3.236 milhões de t CO₂eq). Nesta projeção, o setor agropecuário, tem a responsabilidade de contribuir com a redução de 22,5 % dessas emissões (Maia et al., 2011; <http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/plano-abc/metas>): **DECRETO Nº 7.390, DE 9 DE DEZEMBRO DE 2010.**