

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
ÁREA: PRODUÇÃO VEGETAL

THIAGO CÂNDIDO DOS SANTOS

**IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE USO DA TERRA E MANEJO NOS ESTOQUES
DE CARBONO DO SOLO EM DIFERENTES BIOMAS BRASILEIROS**

RIO LARGO – ALAGOAS

2019

THIAGO CÂNDIDO DOS SANTOS

**IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE USO DA TERRA E MANEJO NOS ESTOQUES
DE CARBONO DO SOLO EM DIFERENTES BIOMAS BRASILEIROS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal) do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia

RIO LARGO – ALAGOAS

2019

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecário Responsável: Erisson Rodrigues de Santana

S237i Santos, Thiago Cândido dos
Impactos das mudanças de uso da terra e manejo nos estoques de carbono do solo em diferentes biomas brasileiros. / Thiago Cândido dos Santos. – 2019.
69 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia.
Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-graduação em Agronomia, Área de concentração em produção vegetal, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Alagoas. Rio Largo, 2019.

Bibliografia: f. 55-69.

1. Agricultura. 2. Plantio convencional. 3. Matéria orgânica do solo.
4. Plantio direto. 5. Pastagem I. Título.

CDU: 631.452

TERMO DE APROVAÇÃO

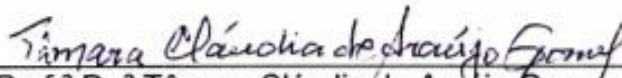
THIAGO CÂNDIDO DOS SANTOS (Matrícula 17130210)

"Impactos das mudanças de uso da terra e manejo nos estoques de carbono do solo em diferentes biomas brasileiros"

Dissertação apresentada e avaliada pela banca examinadora em seis de maio de 2019, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal do Programa de Pós-graduação em Agronomia (Produção Vegetal) da Unidade Acadêmica Centro de Ciências Agrárias da UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS.



Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia
Presidente



Prof.ª Dr.ª Tâmara Cláudia de Araújo Gomes
Membro



Prof. Dr. Altanys Silva Calheiros
Membro

Rio Largo - AL
Maio/2019

À minha família, pelo suporte e incentivo.

DEDIDO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Alagoas (UFAL) em conjunto com o Centro de Ciências Agrárias (CECA) pelo conhecimento adquirido.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia, pela confiança, dedicação e ensinamento.

Ao amigo Aldair de Sousa Medeiros pela amizade e contribuição durante o período do mestrado.

À Dr.^a Tamara Cláudia de Araújo Gomes, pela amizade e apoio durante o período inicial do mestrado.

À Taís Almeida Santos, pela ajuda na tradução das nomenclaturas WRB/FAO e *Soil Taxonomy* para o SiBCS (Sistema Brasileiro de Classificação de solo).

Aos amigos do laboratório de Análise Ambiental: Renato Américo de Araújo Neto e Deni Rafaela Silva Barros. Sempre dispostos a ajudar.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

À Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Agronomia e a todos os professores que contribuíram para minha formação.

Ao Instituto Federal de Alagoas – Campus Marechal Deodoro (IFAL-MD) pela oportunidade e apoio logístico.

À minha família pelo apoio e incentivo constante.

A todos aqueles que, de uma maneira, ou outra, contribuíram para a realização desse trabalho.

“O primeiro passo é estabelecer que algo é possível.”

Elon Musk

RESUMO

O balanço entre a entrada e saída de C do solo, tem fortes influências nas concentrações atmosféricas de CO₂ e a mudança de uso da terra pode afetar esse processo natural alterando o fluxo de CO₂ do solo para a atmosfera (emissão) ou da atmosfera para o solo (sequestro). Diante disso, é crescente o interesse em promover o sequestro de C em solos agrícolas como uma forma de mitigar o aumento nos níveis de CO₂ na atmosfera. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar os impactos das principais mudanças de uso da terra e sistemas de manejo agrícolas brasileiros nos estoques de carbono orgânico do solo (SOC) ao longo do tempo e em diferentes profundidades do solo. Para isso, utilizou-se um banco de dados contendo 246 pares de comparação, do qual foi derivado, por meio de um modelo linear misto, um total de 74 fatores para diferentes camadas do solo (0-30, 0-50 e 0-100 cm) e períodos de uso da terra (5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos), distribuídos em quatro tipos de conversão: vegetação nativa para plantio convencional (VN-PC), vegetação nativa para plantio direto (VN-PD), plantio convencional para plantio direto (PC-PD) e pastagem para plantio direto (PA-PD). Os resultados mostraram que a remoção de áreas nativas para a introdução de PC reduziu os estoques de carbono em 10% na camada de 0-30 cm no bioma Cerrado; 17, 13 e 4% nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, no bioma Caatinga e em 14 e 9% nas respectivas camadas 0-30 e 0-50 cm quando considerado todos o biomas brasileiros, após o período de 20 anos de uso da terra em relação à VN. A conversão de VN para PD também promoveu perdas de COS, com reduções variando entre 2 e 8% no bioma Cerrado, dependendo da profundidade do solo e do período de tempo avaliado. Nas estimativas feitas para o Brasil, as perdas foram 4% na camada de 0-30 cm após 20 anos de uso da terra em comparação à VN. Os dados gerados para mudança de manejo indicaram que a conversão de PC para PD aumentou os estoques de COS em 22 % no Cerrado, 13% na Mata atlântica e 9% no Brasil, considerando a camada de 0-30 cm após o período de 20 anos de uso da terra. Já a substituição de pastagem por PD aumentou o conteúdo de COS em 16% na camada de 0-30 cm após 20 anos de sua implantação.

Palavras-chave: Agricultura, plantio convencional, plantio direto, matéria orgânica do solo, pastagem.

ABSTRACT

The balance between C input and output in the soil has strong influence on atmospheric CO₂ concentrations and the land-use change can affect this natural cycle by altering the CO₂ fluxes from soil to atmosphere (emission) or from atmosphere to soil (sequestration). Thus, there is a strong interest to promote the C sequestration in agricultural soils as a strategy to mitigate the current CO₂ levels in the atmosphere. In this context, the goals of this work were to evaluate the impacts of main land-uses and agricultural management systems on soil organic carbon stocks over time and in different soil layers in the Brazilian biomes. A database with 246 pairs of observations was used to derive, through a linear mixed model, 74 factors for different soil layers (0-30, 0-50, and 0-100 cm) and time spans (5, 10, 15, 20, 30 and 40 years). Those factors were distributed in four types of conversion: native vegetation to full-tillage (NV-FT), native vegetation to no-tillage (NV-NT), full-tillage to no-tillage (FT-NT) and pasture to no-tillage (PA-NT). The removal of NV to introduce FT systems, reduced carbon stocks by 10% for the depth of 30 cm in the Cerrado biome; 17, 13 and 4% for the depth of 30, 50 and 100 cm, respectively, in the Caatinga biome; 14 and 9% for the depth of 30 and 50 cm, respectively, in the all Brazilian biomes, after 20 years of land-use in relation to NV. The conversion of NV to NT also promoted SOC losses, with reductions ranging between 2 and 8% in the Cerrado biome, depending on the soil depth and the evaluated period. The estimates made for Brazil the losses were 4% for the depth of 30 cm, after 20 years of land-use in comparison to NV. The change of management from FT to NT increased SOC stocks by 22% in the Cerrado, 13% in the Atlantic Forest and 9% in Brazil, considering the depth of 30 cm after the 20 years of land-use. While the replacement of pasture by NT increased the SOC content by 16% for the depth of 30 cm after 20 years of its implantation.

Keywords: Agriculture, full-tillage, no-tillage, soil organic matter, pasture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Distribuição espacial dos estudos selecionados para derivar os fatores de mudança dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) devido ao uso da terra.	29
Figura 2: Diagrama esquemático da metodologia utilizada para derivar os fatores de mudança dos estoques de carbono orgânico do solo (COS).	32
Figura 3: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de VN para PC nos estoques de COS no bioma Cerrado (A), no bioma Caatinga (B) e no Brasil (C).....	34
Figura 4: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio convencional e vegetação nativa) das observações individuais: bioma Cerrado, n=32; bioma Caatinga, n=66 e no Brasil, n=109.	35
Figura 5: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de VN para PD nos estoques de COS do bioma Cerrado (A) e do Brasil (B).	42
Figura 6: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio direto e vegetação nativa) das observações individuais: bioma Cerrado, n=23 e no Brasil, n=35.	44
Figura 7: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de PC para PD nos estoques de COS do bioma Cerrado (A), Mata Atlântica (B) e do Brasil (C).	47
Figura 8: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio direto e plantio convencional) das observações individuais: bioma Cerrado, n=47; bioma Mata Atlântica, n=13 e no Brasil, n=69.	48
Figura 9: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de Pastagem para PD nos estoques de COS.	52
Figura 10: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio direto e pastagem) das observações individuais: n=17.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estudos utilizados para avaliar a conversão de vegetação nativa (VN) para plantio convencional (PC).	39
Tabela 2: Estudos utilizados para avaliar a conversão de vegetação nativa (VN) para plantio direto (PD).	45
Tabela 3: Estudos utilizados para avaliar a conversão de vegetação nativa (VN) para plantio direto (PD).	50
Tabela 4: Estudos utilizados para avaliar a conversão de Pastagem para Plantio Direto (PD).....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C	Carbono
COS	Carbono orgânico do solo
CO ₂	Dióxido de carbono
GEE	Gases de efeito estufa
Gt	Gigatonelada
ILPF	Integração lavoura-pecuária-floresta
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
Mg	Megagrama
MOS	Matéria orgânica do solo
MUT	Mudança de uso da terra
PC	Plantio convencional
PD	Plantio direto
Pg	Pentagrama
VN	Vegetação nativa

SUMÁRIO

RESUMO	V
ABSTRACT	VI
1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 Carbono orgânico do solo.....	16
2.2 Fatores de mudança dos estoques de COS.....	18
2.3 Mudança no uso da terra e a alterações dos estoque de carbono no Brasil.....	20
2.3.1 Bioma Amazônia.....	21
2.3.2 Bioma Caatinga.....	23
2.3.3 Bioma Cerrado.....	24
2.3.4 Bioma Mata Atlântica.....	26
2.3.5 Bioma Pampa.....	26
3. MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 Revisão de literatura.....	28
3.2 Cálculo de estoques de carbono.....	30
3.3 Análise estatística.....	30
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1 Mudança no uso da terra.....	33
4.1.1 Vegetação nativa para plantio convencional.....	33
4.1.2 Vegetação nativa para plantio direto.....	41
4.2 Mudança de manejo.....	46
4.2.1 Plantio convencional para plantio direto.....	46
4.2.2 Plantio direto para pastagem.....	52
5. CONCLUSÕES	54
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

1. INTRODUÇÃO

Os solos armazenam de duas a três vezes mais carbono do que a atmosfera, quantidade estimada em 2400 Gt de C nos primeiros 2 metros de profundidade (CORBEELS et al., 2019), exercendo assim um papel crítico no ciclo global de C, uma vez que o balanço entre a entrada e a saída de C de seus compartimentos tem fortes influências nas concentrações atmosféricas de CO₂ (PAUSTIAN et al., 2016). Entretanto, atividades de origem antropogênica como as mudanças de uso da terra (MUT), podem afetar esse processo natural alterando o fluxo de CO₂ do solo para atmosfera (emissão) ou da atmosfera para o solo (sequestro) (VILLARINO et al., 2018). Contudo, a magnitude desse impacto depende do sistema de manejo adotado (REICOSKY, 2002; MAIA et al., 2013), resultando em um crescente interesse, especialmente nas negociações internacionais sobre mudanças climáticas (OGLE et al., 2014), em promover o sequestro de C em solos agrícolas como uma forma de mitigar o aumento nos níveis atmosféricos de CO₂ (STEWART et al., 2007).

No Brasil, as MUT têm causado grandes alterações nas estruturas e no funcionamento dos ecossistemas naturais, se tornando a principal fonte de gases do efeito estufa (GEE) para atmosfera. Entre 1990 e 2016, o setor emitiu em torno de 39 bilhões de toneladas brutas de CO₂, correspondendo a 62% do total das emissões antropogênicas de CO₂ do país, das quais grande parte foram provenientes do desmatamento, queimadas, degradação ou conversão do solo para atividades agrícolas (SEEG, 2018). Nesse período, a substituição da vegetação nativa pela agricultura, ocorreu de forma mais intensiva nos biomas Cerrado e Amazônia, sobretudo para introdução de pastagens e de culturas de exportação como a soja e o milho (PETTER et al., 2017; RITTL et al., 2017). Acredita-se que 80% da expansão agrícola brasileira entre 1990 e 2012 tenha ocorrido nesses dois biomas (LAPOLA et al., 2014), impulsionada pelas políticas governamentais implantadas na década de 70 que visavam aumentar a produção de commodities para suprir a demanda mundial por soja e carne (CORBEELS et al., 2016).

Nas regiões do país onde a fronteira agrícola está em parte consolidada, os exemplos de MUT e de manejo do solo são variados. No bioma Caatinga, por exemplo, é comum a prática de desmatamento para produção de lenha, bem como para realização de agricultura de corte e queima (SAMPAIO et al., 2010), geralmente de subsistência e de curta duração (MORAIS et al., 2017). Já no bioma Mata Atlântica, onde a vegetação nativa foi reduzida a menos de 16% da cobertura original (THOMAZINI et al., 2015), é predominante o cultivo de culturas anuais, que tem se expandido na região pela ocupação de áreas anteriormente utilizadas por pastagem (LAPOLA et al., 2014).

A transformação de ecossistemas naturais para agricultura é frequentemente associado a um rápido declínio do carbono orgânico do solo (COS) (BATLLE-BAYER et al., 2010). Todavia, essa redução se torna mais crítica quando a vegetação nativa é convertida para sistema de plantio convencional (GERAEI et al., 2016). O processo de revolvimento do solo promovido por essa prática de cultivo, resulta em sérios danos as estruturas físicas do solo, provocando destruição de agregados e expondo o COS aos agentes oxidantes, facilitando sua decomposição (GMACH et al., 2018). Além disso, os problemas relacionados ao baixo retorno de biomassa, a erosão, a lixiviação e as alterações nos regimes de temperatura e humidade (LAL et al., 2015) também contribuem para esse esgotamento.

De acordo com meta-análises conduzidas com dados globais (GUO e GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005) a adoção do plantio convencional nas regiões tropicais reduziu os estoques de COS na ordem de 31 a 59% nos primeiros 20 anos de uso da terra. Já estudos mais recentes realizados no Brasil mostram que as perdas variam entre 6 e 8% (MAIA et al., 2010, 2013). Contudo, essas estimativas foram obtidas somente para os biomas Cerrado e Amazônia e pode não refletir os impactos desse sistema agrícola em outras regiões do país.

O plantio direto, por outro lado, tem sido adotado como uma alternativa sustentável ao sistema de plantio convencional, e nas últimas décadas vem passando por rápido crescimento no Brasil, com estimativas de mais de 30 milhões de hectares em área manejada (FREITAS e LANDERS, 2014). Devido aos princípios de não revolvimento do solo, rotação de cultura e cobertura permanente do solo por resíduos vegetais (SÁ et al., 2017), o plantio direto possui grande potencial de contribuição para o sequestro de carbono e outros serviços ecossistêmicos como a redução das emissões de GEE (PITTELKOW et al., 2015).

Diversos estudos têm reportado que a conversão de áreas de plantio convencional (DIECKOW et al., 2009; COSTA JUNIOR et al., 2013; MAIA et al., 2013; SÁ et al., 2013) e de pastagem (MAIA et al., 2013) para plantio direto proporcionaram ganhos significativos nos estoques de COS, e que em algumas situações não diferiram dos encontrados sob vegetação nativa (SIQUEIRA NETO et al., 2010; CORBEELS et al. 2016). Porém, alguns autores ressaltam que o aumento no conteúdo de COS sob plantio direto são restritos as camadas superficiais do solo (20 cm), em perfis maiores (40 cm) esses ganhos são mínimos e muitas vezes não apresentam diferença significativa em relação aos estoques de COS sob plantio convencional (LUO et al., 2010; POWLSON et al., 2014).

O reconhecimento de que o sequestro de carbono em solos agrícolas pode ser uma política bem sucedida, levou a questão a inúmeras agendas governamentais como uma forma de reduzir os níveis atmosféricos de GEE e ao mesmo tempo aumentar a segurança alimentar

através de melhorias no manejo do solo (SANDERMAN e BALDOCK, 2010). No entanto, esse processo é altamente complexo, sendo influenciado por vários fatores como condições climáticas, tipo de solo, biota, tempo e atividade humana, o que torna os estoques de COS um ambiente muito heterogêneo (MISHRA et al., 2012). Dessa forma, a realização de inventários de emissão ou remoção de GEE a nível regional ou nacional tem se mostrado necessários para estimar, justamente, as mudanças dos estoques de COS, incluindo sequestro e perda causada por diferentes sistemas de manejo do solo (MISHRA et al., 2012).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), desenvolveu uma metodologia que serve de base para os inventários nacionais de GEE onde as mudanças nos estoques de COS são estimadas através de fatores de manejo para a camada de 0-30 cm num intervalo de 20 anos de uso da terra (MAIA et al., 2013). Esse método, utiliza os estoques de COS sob vegetação nativa para estimar mudanças nos estoques de carbono associado à MUT e à atividade de manejo (MISHRA et al., 2012), o que no caso do Brasil é particularmente importante, visto que o setor de MUT é responsável pela maior parte das emissões de CO₂ para a atmosfera (RITTL et al., 2017). Contudo, os inventários brasileiros ainda utilizam fatores médios globais disponibilizados pelo IPCC para quantificar as mudanças nos estoques de carbono (OGLE et al., 2014), podendo não refletir as condições edafoclimáticas locais, dado as dimensões territoriais do país. Nesse contexto, este trabalho objetivou: i) Derivar fatores de mudança nos estoques de COS para o Brasil e os seus biomas no intuito de quantificar os impactos dos principais sistemas agrícolas adotados no país sobre os estoques de COS; ii) Avaliar a dinâmica do COS em diferentes espaços de tempo, bem como o seu comportamento ao longo do perfil do solo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Carbono orgânico do Solo

Os solos desempenham um papel fundamental no ciclo global do carbono, pois emitem e absorvem anualmente cerca de 60 Gt C (LAL, 2018). Além disso, constituem o maior reservatório terrestre desse elemento químico, armazenando em suas camadas aproximadamente 2400 Pg C, quantidade considerada três vezes maior do que os estoques atmosféricos de CO₂, avaliados em 830 Pg C (PAUSTIAN et al., 2016). Desse total armazenado, 75% é constituído por carbono orgânico do solo (COS), que por sua vez encontra-se distribuído em diversos níveis de estabilização associado a partículas como argila, silte, óxidos de ferro e alumínio (BRIEDS et al., 2018; WEN et al., 2019).

O COS é o resultado do equilíbrio de longo prazo entre as taxas de entrada e saída de matéria orgânica no solo, combinadas a fatores como variação climática (temperatura e precipitação), características bióticas (população de microrganismo e produção de biomassa), tipos de solo (mineralogia e textura) e ação antropogênica (mudanças de uso da terra e manejo) (ALIDOUST et al., 2018; VITHARANA et al., 2019). É um indicador importante de fertilidade e qualidade do solo, à medida que regula inúmeras propriedades, tais como: estabilidade de agregados, infiltração e armazenamento de água, disponibilização de nutrientes e capacidade de trocas catiônicas (BRUUN et al., 2015; CONCEIÇÃO et al., 2017; BRIEDIS et al., 2018; WEN et al., 2019).

Geralmente, o COS é sensível às mudanças nas condições climáticas ou ambientais locais (SCHMIDT et al. 2011), o que implica em dizer que a conversão de ecossistemas naturais para sistemas agrícolas através de práticas de manejo inadequadas como cultivo convencional, pode alterar significativamente as condições biogeoquímicas do solo, com impacto direto na biodiversidade e no ciclo do carbono (ZINN et al., 2005; SÁ et al., 2015; PETTER et al., 2017). Estudos têm mostrado que a oxidação do COS, por exemplo, é particularmente acelerada por esse processo devido a destruição dos agregados (BRIEDIS et al., 2018), refletindo na redução dos estoques de COS e no aumento das emissões de CO₂ para a atmosfera (GUO et al., 2018; XIAO et al., 2019).

Atualmente, mais de 37% da superfície terrestre foi convertida para sistemas agrícolas, onde as atividades humanas afetam profundamente seus estoques de COS (WEN et al., 2019). Segundo uma estimativa global feita por Sanderman et al. (2018), nos últimos 12 mil anos, as mudanças de uso da terra (MUT) removeram cerca 133 Pg C do solo. Guo e Gifford (2002), Murty et al. (2002) e Gregorich (2005) também apontam perdas nos estoques de COS na ordem

de 20 a 50%, após a conversão de áreas nativas para cultivos agrícolas. Com isso, o setor de MUT já responde por 25% do total das emissões antropogênicas de GEE, que em termos de CO₂ equivalente corresponde a valores entre 9 e 12 Gt ano⁻¹ (DIMASSI, et al., 2018). No Brasil, um dos dez maiores emissores de GEE do mundo, essa participação do setor de MUT é ainda maior, representando 62% das emissões brutas de CO₂, no período entre 1990 e 2016 (SEEG, 2018).

Esse crescimento no fluxo de GEE, especialmente o CO₂, para atmosfera é uma das razões pelo qual a comunidade científica concorda que a agricultura convencional provoca impactos negativos ao meio ambiente e que é necessário a adoção de sistemas agrícolas mais sustentáveis, no sentido de estabelecer estratégias para manter um equilíbrio entre a rentabilidade da produção, a qualidade do solo e a sustentabilidade ambiental (SCHRER et al., 2018; ZORNOZA et al., 2018; NOURI et al., 2019).

O sequestro de carbono tem sido considerado como uma possível solução para mitigar GEE, através da captura e conversão de CO₂ atmosférico em carbono do solo (MINASNY et al., 2017). Em 2015, a 21ª Conferência das Partes (COP21) realizada em Paris, parece ter sinalizado nessa direção ao incluir pela primeira vez na sua agenda temas relacionados à agricultura e ao carbono do solo (LAL, 2016). Nesse sentido, abriu-se espaço para propostas como o plano de ação voluntária “4 por 1000” que visa aumentar o conteúdo de C dos solos mundiais na camada de 0-40 cm, por meio de sequestro CO₂ utilizando práticas recomendadas de manejo como agricultura conservacionista, sistemas agroflorestais e reflorestamento (LAL, 2016; LENG, 2018).

O Brasil também tem unido esforços para diminuir suas contribuições para com o aquecimento do planeta. Em 2010 lançou o plano de agricultura de baixo carbono (Plano ABC) na qual o país se compromete em reduzir suas emissões entre 36 e 39% por volta de 2020 (OLIVEIRA et al., 2016). O plano é composto por sete programas dos quais seis são relacionados as ações de mitigação como: recuperação de pastagem degradadas, ampliação das áreas com sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), sistemas agroflorestais, plantio direto, florestas plantadas e fixação biológica de nitrogênio (WANDER et al., 2016; CONCEIÇÃO et al., 2017). Mais recentemente, o Brasil assumiu um novo compromisso no Acordo de Paris (UNFCCC COP21) para recuperar mais 15 milhões de hectares de pastagens degradadas e implementar 5 milhões de hectares de sistemas ILPF até 2030 (CONCEIÇÃO et al., 2017).

O apelo pelo uso de sistemas conservacionista está relacionado ao fato de muitos estudos apontarem aumento nos estoques de COS devido às melhores práticas de manejo do solo,

sugerindo que é possível uma taxa de acúmulo anual de C entre 0,2 e 0,5 toneladas por hectare (MINASNY et al., 2017). Corbeels et al. (2016), relata que as taxas de sequestro de C no solo se tornam mais altas logo após a implementação de sistemas de plantio direto e vão se tornando menores com o passar do tempo à medida que os estoques de COS se aproxima do nível de saturação. A integração lavoura-pecuária-florestas (ILPF) também possui uma importante capacidade de acumular carbono no solo (OLIVEIRA et al., 2018). Após três anos de sua implantação, Conceição et al. (2017) constataram que o sistema apresenta potenciais de sequestro de carbono similares aos encontrados em áreas de floresta nativa.

No entanto, essas taxas de acúmulo ou perdas de COS podem variar de acordo com sistema de cultivo adotado, tipos de solo, profundidade, clima, tipo de vegetação dentre outros fatores (GUO e GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005; MAIA et al., 2010; 2013; CERRI et al., 2017). Por exemplo, em solos sob sistemas de plantio direto a concentração de COS é maior perto da superfície, porém diminui com o aumento da profundidade (CORBEELS et al., 2016). Em termos de tipos de ecossistemas, existem significativos acúmulos de COS em floresta (DENG et al., 2016) e pastagem, e leves reduções em áreas de cultivo agrícola (FUJISAKI et al., 2015). Quando florestas nativas são desmatadas para a implantação de pastagens, os estoques de COS nem sempre se reduzem, podendo até aumentar em regiões onde a precipitação anual fiquem em torno de 2000 a 3000 mm (GUO e GIFFORD, 2002).

2.2 Fatores de mudança dos estoques de COS

As informações sobre o conteúdo C do solo fornece uma linha de base onde a partir da qual é possível quantificar os impactos dos sistemas de manejo sobre as taxas de mudança de COS (SANDERMAN e BALDOCK, 2010). Porém, a realização de tais estimativas a nível regional ou continental representa um grande desafio (OGLE et al., 2010), em parte devido aos inúmeros fatores ambientais que influenciam o COS (LIU et al., 2011). Mas a maior dificuldade, talvez seja a existência de poucas redes de monitoramento do solo com um número suficiente de amostragem para detectar variações no conteúdo de COS em grandes extensões territoriais (OGLE et al. 2010). Para contornar esses problemas, a modelagem matemática é frequentemente o métodos utilizado para estimar as mudanças no C do solo em escalas espaciais maiores como um país, através da realização de inventários nacionais de emissões de GEE (OGLE et al. 2010).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) elaborou em 2006 as diretrizes para inventários nacionais, descrito como método de inventário de C que estima as emissões antropogênicas de GEE, incluído o CO₂ oriundo das mudanças nos estoques de COS

(VILLARINO et al., 2018). Esse método é baseado em três níveis chamados de *tiers*, quanto maior o nível, maior a precisão nos resultados, conseqüentemente mais complexa é a sua execução (VILLARINO et al., 2018). O *Tier 1* é relativamente simples e de fácil aplicação, usa uma equação padrão juntamente com os estoques de C de referência e fatores de emissão ou remoção (MISHRA et al., 2012). Entretanto, os fatores usados nesse método, geralmente, representam as emissões médias globais ou continentais de C, podendo embutir erros durante a elaboração dos inventários de GEE (OGLE et al., 2014). A metodologia do *Tier 2* usa as equações padrões com dados de estoque de C de referência específicos do país e os fatores de emissão ou redução; sendo, portanto, mais representativa em escala nacional do que a do *Tier 1*. Contudo, seu uso é limitado a previsões pontuais e as estimativas obtidas não representam a variabilidade de componentes ambientais como topografia, clima e vegetação (MISHRA et al., 2012). Já o *Tier 3* é a metodologia mais avançada e, supostamente, melhora (precisão e exatidão) as estimativas de emissões ou remoções de GEE. Para isso, faz-se uso de medições ou processos baseados em modelagem biofísica, exigindo maior disponibilidade de dados, conhecimento técnico e outros recursos necessários para sua aplicação (MISHRA et al., 2012).

O *Tier 1* ainda é amplamente utilizado por países em desenvolvimento para elaborar relatórios de emissão de GEE do setor agrícola. Mas a falta de rigor em sua metodologia faz com que o IPCC encoraja os países a usar seus próprios fatores de emissão, ou seja, um método *Tier 2* ou mesmo *Tier 3* (OGLE et al., 2014). Esses fatores são, geralmente, estimados para a camada de 0-30 cm do solo dentro de um período de 20 anos de uso da terra (MAIA et al., 2013), podendo ser derivados a partir de uma metanálise de dados experimentais, e então utilizado na elaboração de inventários nacionais de GEE (OGLE e PAUSTIAN, 2005). Além disso, podem fornecer informações para realização de ajustes estatísticos dos estudos que examinam diferentes períodos de tempo, profundidade do solo, componentes climáticos e outras covariáveis sob diferentes práticas de manejo (MAIA et al., 2013).

Vários trabalhos tem sido publicado na literatura propondo melhorias e adaptações nas metodologias recomendadas pelo IPCC, na tentativa de desenvolver fatores mais precisos para melhor detectar as mudanças nos estoques de COS. Entre esses trabalhos, os estudos conduzidos por Ogle et al. (2005) foram um dos pioneiros a realizar tais estimativas. Esses autores fizeram uma metanálise com base em dados globais e derivaram fatores médios para avaliar os impactos das MUT e manejo sobre os estoques de COS nas regiões tropicais e temperadas do planeta, tomando como referência a camada de 0-30 cm e 20 anos de uso da terra, que nesse caso seria o tempo necessários para que os estoques de COS entrassem em um novo equilíbrio dinâmicos após mudanças de MUT ou manejo. Mas devido a variabilidade

inerente aos estoques de COS (VILLARINO et al., 2018), muitos dos estudos mais recentes tem sido realizados em escala regional, justamente para minimizar os erros nas suas estimativas. Maia et al. (2010, 2013), por exemplo, demonstram em seus estudos que os fatores de mudanças de COS específicos para as regiões da Amazônia e do Cerrado brasileiro são, no geral, menores do que os obtidos por Ogle et al. (2005), e mesmo entre as região analisadas houve diferenças consideráveis nas estimativas.

Além da necessidade de desenvolver fatores de mudanças nos estoques de COS para as condições locais, alguns autores estão tendo, também, a preocupação de fazer estimativas para camadas mais profundas do solo e diferentes espaços de tempo que não seja somente os 20 anos recomendados pelo IPCC. De acordo com os dados publicados por Mello et al. (2014) esses fatores podem ser derivados para as camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm e períodos de 5, 10, 15 e 20 anos da terra, dependendo do banco de dados de COS. No caso desse estudo específico, as estimativas foram feitas para as conversões de vegetação nativa para cana-de-açúcar e pastagem, dois dos principais usos da terra no Cerrado brasileiro. Outro trabalho semelhante foi realizado por Oliveira (2018), que para avaliar os status das pastagem brasileiras, derivou fatores de mudanças nos estoques de COS a cada 5 anos de uso da terra até o período máximo de 30 anos, podendo, dessa forma, observar o efeitos dos tipos de manejos sobre o COS ao longo do tempo.

2.3 Mudanças de uso da terra e as alterações dos estoques de COS no Brasil

A remoção de áreas de vegetação nativa para introdução de sistemas agropecuários é uma atividade comum às mudanças de uso da terra no Brasil, tanto que até 2017 ocupavam aproximadamente 28,6% do território nacional (MAPBIOMAS, 2018). Assim como em muitos países, essa conversão se iniciou, principalmente para agricultura, por meio do uso de sistema convencional baseado em experiências oriundas de regiões temperadas da Europa. Mas, por não ser um sistema adaptado as condições edafoclimáticas brasileiras e provocar forte deterioração do solo, houve entre as décadas de 60 e 70 uma pressão tanto de cunho econômico quanto ambiental para desenvolver práticas de cultivo menos degradantes e economicamente viáveis (CASÃO JÚNIOR et al., 2012; FREITAS e LANDERS, 2014).

Em 1971, surgiu o primeiro experimento com plantio direto no Brasil realizado no instituto de pesquisa IPEAME (atual EMBRAPA), em Londrina no Paraná, com assistência técnica alemã para contornar os problemas relacionados a erosão do solo causadas pelo plantio convencional (DERPSCH et al., 2010; FREITAS e LANDERS, 2014). Desde então, o sistema vem experimentando crescimento exponencial devido ao reconhecimento generalizado de seus

benefícios a curto e médio prazo, podendo alcançar entre 32 e 40 milhões de hectare em área cultivada no ano de 2020, segundo estimativas do governo (RAMALHO FILHO et al., 2009; CORBEELS et al., 2016). Outros modelos de produção conservacionistas como a integração lavoura-pecuária (ILP) e a rotação lavoura-pastagem também passaram a ser adotados no país, mas a um ritmo bem menor, com apenas 1,5 milhões de hectare implantados (CARVALHO et al., 2014).

Com o advento do aquecimento global, as atenções têm se voltado novamente para os sistemas de uso e manejo da terra, não necessariamente pelas questões que ocorreram no início dos anos 70, mas devido a potenciais influências sobre os estoques de COS e conseqüentemente nas emissões de GEE para a atmosfera (CARVALHO et al., 2010a). Outro ponto importante, é que a adoção de sistemas de manejo e uso da terra no Brasil não correm de maneira uniforme, sobretudo quando se leva em consideração as dimensões continentais de seu território e os seus múltiplos biomas. A título de comparação, na Caatinga há o predomínio do sistema de plantio convencional, no Cerrado o plantio de direto é usado em larga escala, enquanto que na Amazônia as pastagens são o tipo de cultivo predominante após a remoção da vegetação nativa (SAMPAIO e COSTA, 2011; LAPOLA et al., 2014; CORBEELS et al., 2016).

2.3.1 Bioma Amazônia

A Amazônia abrange nove estados brasileiros possuindo uma área estimada em 400 milhões de hectares (Mha) (CARVALHO et al., 2010b). Na camada de 0-100 cm de seus solos estão armazenados cerca de 47 Pg C, do qual grande parte (44%) encontra-se nos primeiros 20 cm de profundidade (RITTLL et al., 2017). Nesse bioma está localizado uma das mais extensas e dinâmicas florestas tropicais do mundo, onde o processo de desmatamento tem produzido diferentes MUT, sendo predominante a extração de madeira em pequena escala, seguido pelo desenvolvimento da agricultura e da pecuária em larga escala (ARMENTERAS et al., 2019). As pastagens são o uso dominante na região, ocupando até 80% das áreas desmatadas (LAPOLA et al., 2014). No entanto, a cultura da soja vem crescendo em importância nas últimas décadas (RITLL et al., 2017), devido à expansão da fronteira agrícola promovida pela atividade do agronegócio na região central do Brasil (PETTER et al., 2017).

Vários trabalhos têm analisado os impactos da transição de vegetação nativa para sistemas agrícolas sobre o C do solo na Amazônia. Muitos desses estudos são voltados para pastagens, onde os resultados apresentam tanto ganhos quanto perdas de COS. Maia et al. (2009), por exemplo, observaram que em áreas de pastagens degradadas os estoques de COS tendem a sofrer reduções de 9% na camada de 0-30 cm após 20 anos de conversão, mas segundo

os mesmos autores esse comportamento não se aplica as pastagens melhoradas onde os estoques superaram em 19% os encontrados sob VN. Já Fujisaki et al. (2015) relataram que os estoques de COS sob pastagem degradadas não tiveram alterações em relação à VN, porém constataram ganhos de 11,5% ao avaliar áreas sob pastagens melhoradas. Os estudos conduzidos por Rittl et al (2017), por sua vez, mostraram tendência de aumento de 8% no conteúdo de COS ao comparar pastagens com 26 anos de implantação com florestas nativas, contudo esses ganhos não foram estatisticamente significativos.

A discrepância entre os resultados é associada a pressão de pastejo, ao manejo (MAIA et al., 2009), as características inerentes ao solo como fertilidade e textura, bem como a produção de biomassa (CARVALHO et al., 2010a). Todavia, o aumento nos estoques de COS após conversão de florestas nativas para pastagem é frequentemente atribuído a grande atividade radicular das gramíneas que fornece matéria orgânica suficiente para compensar a mineralização do carbono oriundo da VN (FUJISAKI et al., 2015). Além do mais, a ausência do revolvimento do solo também contribui para o maior acúmulo de C sob esse tipo de sistema em relação à VN na Amazônia (MASCARENHAS et al., 2017).

Quando a floresta é removida para a implantação de sistemas convencionais, geralmente ocorre redução nos estoques de COS. Smith et al. (2002) e Carvalho et al. (2009a) reportaram perdas de COS de 19,6% e 2,9% respectivamente. Por outro lado, Matoso et al. (2012), praticamente não encontraram diferenças ao comparar os estoques de COS sob VN com os de áreas sob culturas anuais. O fato de sistemas convencionais provocarem uma série de problemas ao solo como a erosão, a fragmentação dos macroagregados (MAIA et al., 2010) e à exposição da fração lábil da MOS aos agentes oxidantes (SIQUEIRA NETO et al., 2010), influencia diretamente na quantidade de COS, causando a sua redução e promovendo a emissão de GEE para a atmosfera (CERRI et al., 2017). No entanto, em sistemas bem manejados, a quantidade de biomassa depositada no solo pode superar o aporte da VN, e conseqüentemente aumentar os estoques de COS, mesmo em sistemas convencionais (CERRI et al., 2009; CARVALHO et al., 2010a).

Em relação ao plantio direto, outro uso da terra presente na Amazônia, a situação é semelhante a encontrada nas pastagens. Alguns estudos apontam perdas enquanto outros sinalizam ganhos após conversão de florestas para esse sistema agrícola. Comparando VN com áreas cultivadas com milho e soja sob plantio direto, Carvalho et al. (2010b) observaram reduções na ordem de 23,9% nos estoques de COS após 13 anos de conversão. Diferentemente, Maia et al. (2010), encontraram aumento de 15,4% no conteúdo de COS em área manejada com soja por 6 anos. A explicação para essas diferenças de ganhos e perdas de C no solo estão

relacionadas a fatores como condições climáticas, mineralogia e textura dos solos, além da qualidade e quantidade dos resíduos orgânicos mantidos no solo (CARVALHO et al., 2010a; MAIA et al., 2010).

2.3.2 Bioma Caatinga

A Caatinga é a maior floresta seca sazonal da América do Sul (TAVARES et al., 2016), ocupando uma área estimada em quase 1 milhão km² (ALTHOFF et al., 2018), dos quais 54% encontram-se preservadas (LAPOLA et al., 2014; CARDOSO et al., 2015) e outros 34% estão sendo utilizados atualmente pela agropecuária (BRASIL, 2015). Os sistemas convencionais, geralmente com baixo nível tecnológico, são predominantes na região e adotados, sobretudo, em lavouras de ciclos curtos, de 3 a 6 meses entre plantio e colheita (SAMPAIO e COSTA, 2011).

Avaliando estoques de COS na camada de 0-40 cm em diferentes usos da terra no Ceará, Maia et al. (2007) verificaram que a conversão de áreas de Caatinga para cultivo convencional e intensivo contribuíram para reduzir o conteúdo de COS em 21 e 40%, respectivamente. Além do manejo, o tempo é outro fator que tem influenciado o armazenamento de C nos solos na região. Gonzaga (2017) ao comparar áreas agrícolas com 4 e 15 anos de cultivo, verificou que as reduções corresponderam a 6,4 e 28,9%, respectivamente, em relação à VN. Essas perdas ocorrem principalmente em função do decréscimo no aporte de material orgânico no solo e aumento na taxa de decomposição da MOS (XAVIER et al., 2006; MAIA et al., 2007). Contudo, alguns autores, também encontraram ganhos de COS em cultivos com culturas anuais após a remoção de áreas de Caatinga. Oliveira et al. (2015), observaram incremento de 8,9% nos estoques de COS usando sistema agrícola irrigado, enquanto Gonzaga (2017), encontrou aumento de 5,4% em um Argissolo cultivado por 30 anos sob regime de sequeiro.

Sistemas de uso da terra com culturas perenes e pastagem também são difundidos nesse bioma. Em estudo com frutíferas, Corrêa et al. (2009) afirmaram que na camada de 0-30 cm a redução dos estoques de COS foi de 26% em comparação à VN. Já Cardoso et al. (2015) observaram ganhos de 43,3% nos estoques de COS, comparando VN com cultivo de manga. Com relação a sistemas com pastagem, estudos mostram tendência de reduções nos estoques de COS. Por exemplo, Corrêa et al. (2009) relataram perdas de 21,9% (18,1 Mg C ha⁻¹) na camada 0-30 cm em relação à VN (23,2 Mg C ha⁻¹). Giongo et al. (2011), Oliveira et al. (2015) e Gonzaga (2017) também encontraram perdas nos estoques de COS após a conversão da Caatinga para pastagem, as quais são atribuídas ao manejo inadequado sem uso de irrigação, adubação ou consórcio com leguminosas. Na maioria dos casos, prevalece à pecuária extensiva,

onde o superpastejo é a principal forma de degradação dos solos (SOUSA et al., 2012; GONZAGA, 2017). Além disso, as condições edafoclimáticas do semiárido brasileiro limitam a produção de biomassa vegetal, o que em parte contribui para a redução dos estoques de COS (CORRÊA et al., 2009; OLIVEIRA et al., 2015).

2.3.3 Bioma Cerrado

O Cerrado compreende uma vasta região de savana tropical que ocupa em torno de um quarto do território brasileiro ou aproximadamente 200 milhões ha (DIAS et al., 2019; SANO et al., 2019). Abrangendo desde floresta densa (Cerradão) à vegetação composta por arbustos e campos nativos denominado Cerrado típico (JANTALIA et al., 2007; BOY et al., 2018). Dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) mostraram que até 2013, cerca de 43% (88 milhões ha) da vegetação nativa desse bioma já haviam sido convertidos para diferentes tipos de uso da terra, restando apenas 55% (111 milhões ha) da cobertura original (MMA, 2015), cuja maior parte enfrenta degradação devido às queimadas e as atividade de exploração madeireira (SANO et al., 2019).

Historicamente, a conversão de VN para pastagem e agricultura são os principais exemplos de mudanças no uso da terra no Cerrado (CARVALHO et al., 2014). No início da exploração, os solos dessa região eram considerados impróprios para o desenvolvimento agrícola, em função da elevada acidez e baixa fertilidade (KLINK e MACHADO, 2005; DIAS et al., 2019). Uma vez que se percebeu que com a calagem e a fertilização mineral a produção intensiva era viável, a agricultura mecanizada começou a se expandir (JANTALIA et al., 2007), tornando o Cerrado o maior produtor de grãos do país (DIAS et al., 2019) e uma das mais importantes fronteiras agrícolas do mundo (MAIA et al., 2013; CARVALHO et al., 2014).

No entanto, o processo de mudanças no uso da terra tem alto custo ambiental, incluindo a perda de biodiversidade, introdução de espécies invasoras, erosão do solo (SONO et al., 2019) e intensificação das emissões de CO₂ e outros GEE (CARVALHO et al., 2014). Segundo Sá et al. (2013), os estoques de carbono orgânico do solo são drasticamente reduzidos pela conversão do Cerrado nativo para agroecossistemas baseado em sistemas de cultivo convencional, levando a um esgotamento de 0,67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Similarmente, Costa Júnior et al. (2013) destacam que áreas de cultivo convencional reduzem em cerca de 27% os seus estoques de carbono após 30 anos de uso da terra quando comparado com áreas nativas do Cerrado. Contudo, esse comportamento não é predominante entre os estudos sobre MUT nesse bioma. Autores como Leite et al. (2010) e Maia et al. (2013) reportam ganhos de 13,3% e 10% nos estoques de COS nas camadas de 0-40 cm e 0-30 cm, respectivamente, após a conversão de VN para cultivo

convencional. O que provavelmente pode estar associadas ao tipo de solo (MAIA et al., 2013), às alterações no aporte de resíduos orgânicos e as mudanças na taxa de decomposição da MOS (CERRI et al., 2009).

Os estudos no bioma Cerrado para conversão de VN para plantio direto, têm mostrado que nem sempre a introdução de sistemas conservacionistas leva ao aumento dos estoques de COS, visto que Ferreira et al. (2016) reportaram redução de 17,3% na camada 0-100 cm, em área sob plantio direto com arroz, milho e soja ($135,8 \text{ Mg C ha}^{-1}$) em relação à VN ($164,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Figueiredo et al. (2018) também observaram perdas ao comparar uma área sob cultivo de soja e sorgo ($46,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$) com à VN ($57,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Para esses autores a adoção desse sistema agrícola resultou em declínio de 18,3% no conteúdo de COS nos primeiros 0-20 cm de profundidade do solo. Por outro lado, Araújo et al. (2017) encontraram na camada 0-20 cm, estoques de 14,3 e $17,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em áreas de Cerrado nativo e plantio direto, o que significou aumento de 25,2% nos estoques de COS. Tendência de ganho também foram evidenciadas por D'Andréa et al. (2004) na camada de 0-40 cm, destacando aumento de 18,8% nos estoques de COS em relação à VN.

Em relação as mudanças de manejo do solo, a conversão de plantio convencional para plantio direto tem mostrado ganhos significativos de COS no bioma Cerrado. De acordo com Costa Júnior et al. (2013) a adoção de plantio direto aumentou os estoques de COS a uma taxa anual de $1,23 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Já Campos et al. (2013) e Rossetti et al. (2015) quantificaram aumento de 14,3% e 29,7%, respectivamente, após conversão para esse tipo de cultivo. Tais ganhos estão relacionado ao maior aporte de biomassa, rotação de culturas, e a ausência de revolvimento do solo, o que contribui para manter a integridade dos agregados, a diversidade de microrganismos e o aumento da fertilidade do solo (BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2014).

A transição de vegetação nativa para pecuária também é predominante no Cerrado. Estudos conduzidos por Salton et al. (2011) mostram que a conversão de áreas nativas para pastagens mal manejadas tendem a diminuir rapidamente os estoques de COS na região. Todavia, Roscoe et al. (2001) não observaram diferença significativa no conteúdo de C do solo a 100 cm de profundidade para um Latossolo Vermelho-Escuro, ao comparar áreas de cerrado nativo (150 Mg ha^{-1}) e pastagem com 23 anos de implantação (170 Mg ha^{-1}). Recentemente, outros tipos de mudança de manejo do solo tem sido adotado no Cerrado, como a transição de pastagem para plantio direto (FRAZÃO, 2007; CARVALHO et al., 2010b; MAIA et al., 2010; GUARESCHI et al., 2012) e plantio direto para sistemas de integração lavoura-pecuária (MARCHÃO et al., 2009; CARVALHO et al., 2010b; ROSSETTI e CENTURION, 2015).

2.3.4 Bioma Mata Atlântica

A Mata Atlântica originalmente se estendeu da latitude 4° a 32° S, com 1,2 milhão km². Devido ao desmatamento causado pela urbanização e a expansão da agricultura, a vegetação nativa foi reduzida a menos de 12% de sua cobertura original (FEREZ et al., 2015). Os principais usos da terra nesse bioma são destinados a pastagens (nativas e plantadas), agricultura (culturas anuais e perenes) e as florestas plantadas (especialmente plantações de eucalipto e pinus) (CUNHA et al., 2009; COUTINHO et al., 2010).

Estudos conduzidos por Hickmann e Costa (2012) em Minas Gerais mostraram que a conversão de área de vegetação nativa para sistema convencional resultou em perdas de 47,4% dos estoques de COS. Reis et al. (2014) e Gubiani (2015) também apontaram perdas de COS de 7,4% e 3,6%, respectivamente após a conversão para plantio convencional. No entanto, Loss et al. (2016) não observaram diferenças entre os estoques de COS de áreas de VN e cultivo convencional com milho, soja e tabaco após 56 anos de uso da terra. Esses mesmos autores conduzindo estudos sobre a conversão de vegetação nativa para plantio direto observaram que a adoção desse sistema conservacionista aumenta em 18,4% os estoques de COS. Em relação a mudança de plantio convencional para plantio direto na Mata Atlântica, muitos autores (DIECKOW et al., 2009; HICKMANN e COSTA, 2012; SÁ et al., 2013; REIS et al., 2014) constataram ganhos significativos nos estoques de C, variando de 2,2 a 29,7 Mg C ha⁻¹.

2.3.5 Bioma Pampa

O bioma Pampa restringe-se ao estado do Rio Grande do Sul, ocupando uma área de 176,49 km², correspondendo a 63% do estado gaúcho e 2,0% do território brasileiro (MMA, 2018). As pastagem naturais característica dessa região tem sido substituída por sistemas agrícolas, com destaque para o cultivo de soja, milho e arroz, que devido à alta no preços das commodities, aumentaram consideravelmente as áreas cultivadas entre os anos 2000 e 2015 (VALMORBIDA et al., 2018). Quanto aos diferentes usos da terra no Pampa, as pastagens ocupam 46,5% do território, a agricultura 16,7% (principalmente a soja) e a silvicultura 3,4% (pinus e eucalipto) (ECHER et al., 2015).

Segundo Pillon et al. (2011), a substituição de campos nativos por pastagens no Pampa não promove alterações significativas nos estoques de COS. No entanto, Kunde (2016) constatou redução de 14,9% no conteúdo de COS em área sob pastagem (40,6 Mg C ha⁻¹) em relação a VN (47,7 Mg C ha⁻¹). Esses resultados estão em concordância com os de Carvalho e Batello (2009), os quais afirmam que o manejo incorreto das pastagens, ao longo do tempo,

promove a degradação dos solos, e conseqüentemente, reduz o COS. Em relação conversão de vegetação nativa para sistemas de agricultura convencional foram observadas mudanças drásticas no C do solo. Dieckow et al. (2009) encontraram perdas de 29,4% nos estoques de COS em área cultivada com milho, soja e aveia por 40 anos em relação a VN, enquanto Kunde (2016) reporta perda de 19,7% em áreas cultivadas com milho. Essa mudança de uso da terra representa uma importante fonte de CO₂ para a atmosfera, devido à perda substancial da MOS e da estabilidade dos agregados pelo revolvimento do solo (VEZZANI e MIELNICZUK, 2011).

Também tem sido adotado sistemas de uso da terra mais conservacionistas em substituição aos convencionais. Os resultados encontrados por diversos autores mostram ganhos de C do solo. Por exemplo, Dieckow et al. (2009) constataram aumentos de 12,7% no estoque de COS na camada de 0-20 cm, após a conversão de plantio convencional (27,6 Mg C ha⁻¹) para plantio direto (31,1 Mg C ha⁻¹). Boddey et al. (2010) ao avaliar a quantidade de COS na camada de 0-100 cm, encontraram estoques de 172,3 e 163,5 Mg C ha⁻¹ para área sob plantio direto e convencional, respectivamente, o que representou ganhos de 5,4%.

Em geral, o que se observa entre os diferentes sistemas agrícolas adotados nos biomas brasileiros é que o armazenamento de C no solo é influenciado diretamente pelas práticas de manejo adotadas. Quando essas práticas são realizadas de forma correta, promovem aumento dos estoques de COS. Ao passo que a falta de boas práticas de manejo torna o solo uma fonte importante de GEE para a atmosfera. Outro aspecto relevante é que a adoção de sistemas de plantio convencional resulta, na maioria dos casos, em reduções expressivas dos estoques de COS, semelhante ao observado nas áreas sob pastagens degradadas ou moderadamente degradadas. Por outro lado, as pastagens melhoradas são capazes de promover o sequestro de C, assim como os sistemas agrícolas mais sustentável, a exemplo do plantio direto e da ILP.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Revisão de literatura

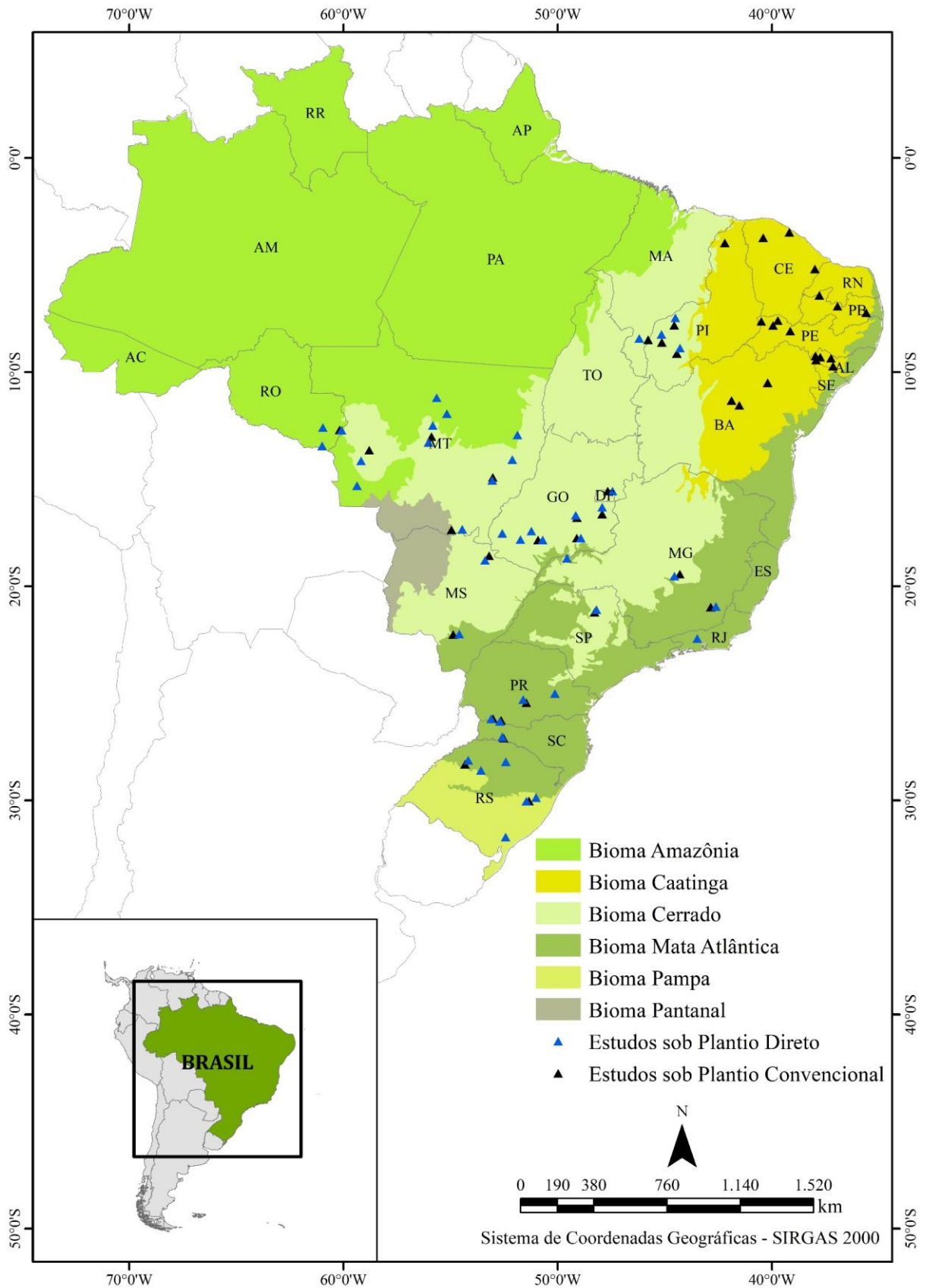
Esse trabalho foi baseado numa vasta revisão de literatura sobre a influência de sistemas agrícolas nos estoques de COS em diferentes biomas brasileiros. As buscas foram realizadas entre agosto de 2017 e março de 2018, fazendo-se uso das principais bases de dados disponíveis, incluindo: Periódicos CAPES, Science Direct, Google Acadêmico, Scientific Eletronic Library Online (SciELO) e a Biblioteca Brasileira de Teses e Dissertações. Além disso, um conjunto de dados sobre C do solo em áreas cultivadas sob sistemas de plantio convencional (PC) no bioma Caatinga obtidos de Medeiros (2019), foi utilizado para complementar a base de informações sobre COS nessa região.

Na primeira fase da pesquisa, as buscas foram feitas por meio da combinação de palavras-chave com terminologia específicas em inglês e português, como: “soil organic carbon stocks”, “carbon stocks”, “land-use change”, “no-tillage”, “full-tillage”, “conventional tillage”, “Brazil”, “mudança no uso da terra”, “estoques de carbono”, “plantio direto” e “plantio convencional”. Foram encontrados aproximadamente 3000 trabalhos relacionados ao assunto, incluindo teses, dissertações e artigos científicos publicados até o ano de 2018.

A segunda etapa foi destinada a seleção dos dados e, para evitar possíveis erros nas informações coletadas, os estudos foram selecionados mediante três critérios principais: (1) apresentar histórico de uso das áreas experimentais, incluindo tempo de conversão, tipo de manejo e cobertura vegetal; (2) dados de estoques de COS antes e depois da mudança no uso da terra ou manejo do solo dos locais de estudo em questão, sendo também requeridos informações sobre teor de C, densidade do solo e profundidade de amostragem; (3) os locais avaliados tinham que estar localizados sob o mesmo tipo de solo e serem áreas adjacentes para melhor precisão nas análises sobre os impactos dos sistemas agrícolas sobre o C do solo.

Na última fase, os estudos selecionados foram alocados de acordo com quatro tipos de conversão: vegetação nativa para plantio convencional (VN-PC), vegetação nativa para plantio direto (VN-PD), plantio convencional para plantio direto (PC-PD) e pastagem para plantio direto (PA-PD). Sendo dispostos em pares de comparação ou cronosequência, formando um banco de dados com 246 observações, das quais 31 foram provenientes do bioma Amazônia, 66 da Caatinga, 112 do Cerrado, 27 da Mata Atlântica e 10 do Pampa. A localização dos estudos incluídos nesse trabalho é apresentada na Figura 1.

Figura 1: Distribuição espacial dos estudos selecionados para derivar os fatores de mudança dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) devido ao uso da terra.



3.2 Cálculo de estoques de Carbono

Alguns trabalhos onde os autores não apresentaram os valores de estoques de COS, mas disponibilizaram os dados de teor de C (g kg^{-1}), densidade (kg m^{-3}) e espessura da camada do solo (m), foi possível calcular os estoques por meio da fórmula descrita abaixo.

$$E = d \times h \times C \quad (1)$$

Sendo:

E = estoque de carbono do solo (Mg ha^{-1});

d = densidade aparente do solo (g cm^{-3});

h = espessura da camada amostrada (cm);

C = teor de carbono total do solo (g kg^{-1}).

Na sequência, os estoques de COS calculados foram corrigidos com base em massa equivalente de solo seguindo o método proposto por Morais et al. (1996), cuja finalidade foi minimizar as discrepâncias causadas pela diferença na densidade do solo induzida pelo manejo do solo.

3.3 Análise estatística

Os dados foram analisados por meio de um modelo linear misto, um tipo de análise de regressão que é usado para descrever a relação entre uma variável resposta e covariáveis dos dados que são agrupados de acordo com uma ou mais classificações (PINHEIRO e BATES, 2000). A variável resposta foi a proporção do estoque médio de COS dos sistemas de manejo adotados (plantio convencional, plantio direto) pelo estoque médio de COS do uso da terra anterior à conversão (vegetação nativa, plantio convencional e pastagem). Os efeitos fixos do modelo foram usados para contemplar a profundidade da amostragem do solo, e o tempo de mudança no uso da terra ou sistema de manejo. Já o efeito aleatório foi utilizado para captar a dependência existente entre múltiplas observações (tipo de solo e bioma) dentro de um mesmo estudo (ex. modelos de regressão linear em ciências naturais, os quais consideram apenas efeitos fixos, assumem que cada observação é independente). Ambos, tipo de solo e bioma foram tratados com variáveis indicadoras, também denominadas variáveis “dummy”. Alguns estudos (fazendas) tiveram dados de múltiplos locais e foram tratados como pontos de dados separadamente na análise estatística (PINHEIRO e BATES, 2000; OGLE et al., 2005).

Para os estudos com diferentes profundidades, adotou-se o procedimento descrito por Ogle et al. (2004), a partir dos valores superior e inferior de uma camada de solo são formados dois regressores (x_1 e x_2) baseados em uma função quadrática (assume-se que os impactos no COS diminuem em função da profundidade do solo). Assim, a proporção do estoque de COS para um determinado ponto dentro de uma camada de solo foi uma integral formada a partir do valor superior para o inferior da camada da função quadrática dividida pela espessura da camada. A função quadrática foi integrada usando as equações:

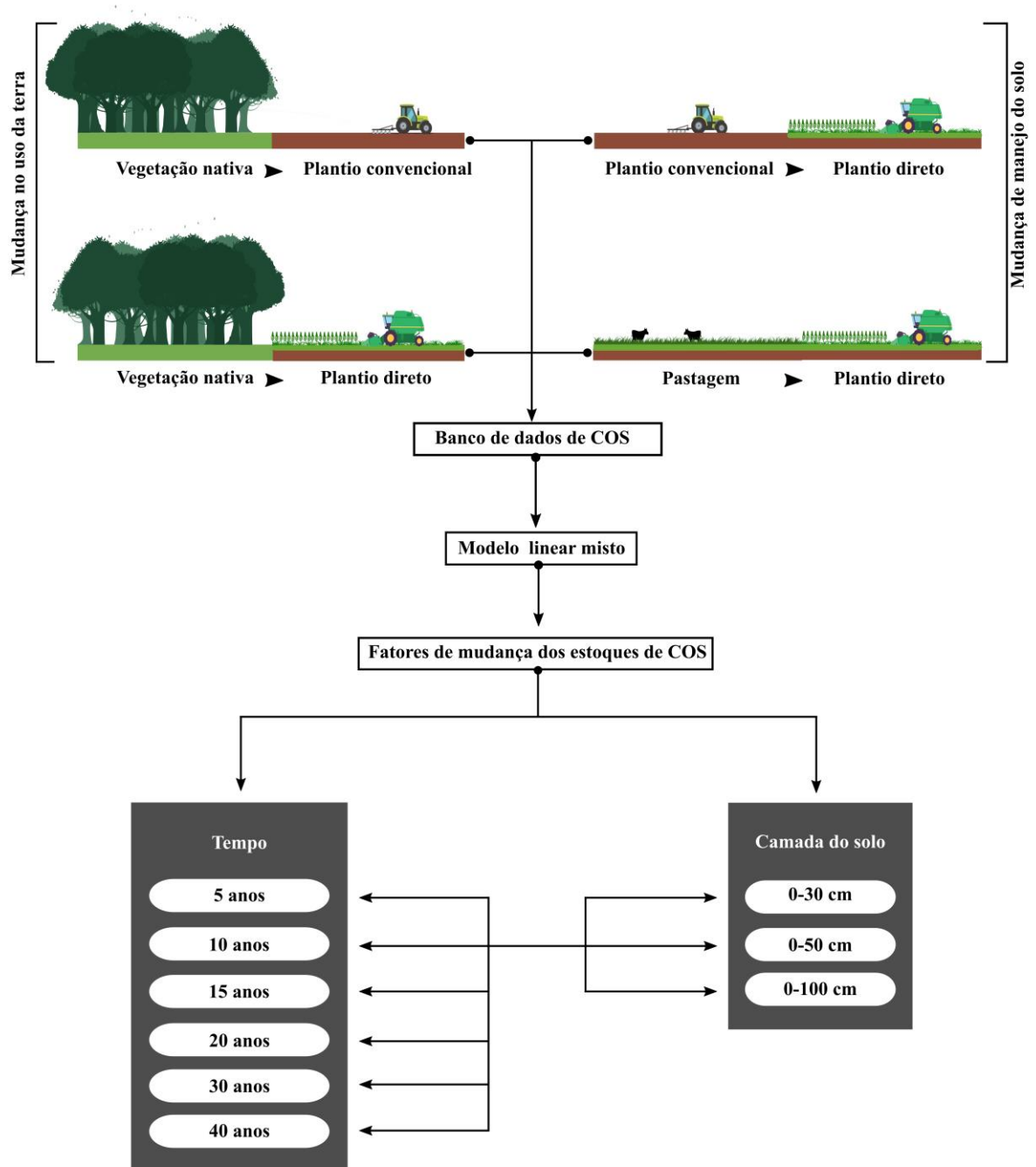
$$x_1 = \frac{(L^2 - U^2)}{(2 \times (L - U))} \quad (2)$$

$$x_2 = \frac{(L^2 - U^3)}{(3 \times (L - U))} \quad (3)$$

onde L (cm) representa o valor da camada inferior e U (cm) representa o valor da camada superior. Este procedimento permite utilizar estudos com profundidades amostradas variadas e desenvolver o modelo sem perder informações com a agregação ou interpolação para uma profundidade padrão.

Os fatores de mudança dos estoques de COS foram derivados com base na metodologia sugerida pelo IPCC para C do solo (IPCC, 2006), que considera o efeito integrado do manejo na camada de 0-30 cm após 20 anos de mudança no uso da terra ou sistema de manejo. Contudo, algumas modificações foram feitas, nesse estudo, no intuito de avaliar o comportamento do COS ao longo do tempo e em profundidade. Dessa forma, foram obtidas estimativas para diferentes camadas do solo (0-30, 0-50 e 0-100 cm) e períodos de tempo (5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos), conforme descrito na figura 2. Esses fatores contemplaram os biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (fatores específicos), bem como o Brasil (fatores médios). Para os biomas Amazônia e o Pampa, não foi possível gerar fatores específicos devido ao conjunto limitado de dados sobre COS nessas regiões. Por fim, as análises estatísticas, que inclui modelagem linear de efeito misto e a predição do desvio padrão, foram realizadas com auxílio do software SPLUS 8.0 (Insightful Corporation, Seattle, Washington).

Figura 2: Diagrama esquemático da metodologia utilizada para derivar os fatores de mudança dos estoques de carbono orgânico do solo (COS).



4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Mudança no uso da terra

Um total de 56 fatores foram derivados para duas categorias de MUT neste estudo, sendo 40 relacionados a conversão de vegetação nativa para plantio convencional (VN-PC), e 16 para a conversão de vegetação nativa para plantio direto (VN-PD). Essas estimativas representam os impactos dos sistemas agrícolas avaliados (PC e PD) nos estoques de COS em áreas do bioma Cerrado, Caatinga e, de modo geral, dos demais bioma brasileiros, levando em consideração diferentes profundidades de solo e períodos de uso da terra (Figura 1). Especificamente, os fatores referentes a conversão de VN-PC na Caatinga foram obtidos de Medeiros (2019) e estão sendo apresentados aqui como parte dos resultados.

4.1.1 Vegetação nativa para plantio convencional

No bioma Cerrado, os fatores de MUT para os impactos da conversão de VN-PC nos estoques de COS foram estimados para os períodos de 5, 10, 15, 20 e 30 anos de uso da terra e em duas profundidades do solo, 0-30 e 0-50 cm. Considerando a camada de 0-30 cm, verificou-se que o PC reduziu os estoques de COS por um fator de $0,99 \pm 0,06$, $0,96 \pm 0,06$, $0,93 \pm 0,06$, $0,90 \pm 0,06$ e $0,83 \pm 0,07$ (Figura 3 A) para os períodos citados, respectivamente, em relação aos estoques sob VN. Na camada de 0-50 cm, os efeitos negativos do PC só foram observados após 30 anos de uso da terra, reduzindo os estoques de COS por um fator de $0,93 \pm 0,10$ em comparação com os estoques da VN. Notou-se ainda, que os resultados foram consistentes com as variáveis respostas, onde 81% das observações (Figura 4) apresentaram valores < 1 , sugerindo que, na maioria dos casos, esse sistema de manejo provocou perdas de COS.

Em áreas do bioma Caatinga os fatores de MUT para conversão de VN-PC foram derivados para os períodos de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos de uso da terra e em 3 profundidades do solo, 0-30, 0-50 e 0-100 cm. Os resultados para a camada de 0-30 cm mostraram que o PC reduziu os estoques de COS por um fator $0,89 \pm 0,08$, $0,87 \pm 0,07$, $0,85 \pm 0,07$, $0,83 \pm 0,08$, $0,78 \pm 0,09$ e $0,74 \pm 0,11$ (Figura 3 B), respectivamente, em relação aos estoques da VN. Na camada de 0-50 cm, considerando a mesma sequência temporal, o PC reduziu os estoques de COS por um fator de $0,93 \pm 0,10$, $0,91 \pm 0,09$, $0,89 \pm 0,09$, $0,87 \pm 0,08$, $0,82 \pm 0,09$ e $0,78 \pm 0,11$ quando comparados com os estoques da VN. Na camada de 0-100 cm, o conteúdo de COS sob PC só apresentou perdas após 15, 20, 30 e 40 anos de uso da terra, sendo reduzido por um fator de $0,98 \pm 0,14$, $0,96 \pm 0,14$, $0,91 \pm 0,14$ e $0,87 \pm 0,15$ respectivamente, em relação aos estoques da VN. Adicionalmente, 71% do conjunto de dados mostraram decréscimo de COS

(Figura 4), indicando que os resultados foram condizentes com o comportamento das variáveis respostas.

Figura 3: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de VN para PC nos estoques de COS no bioma Cerrado (A), no bioma Caatinga (B) e no Brasil (C).

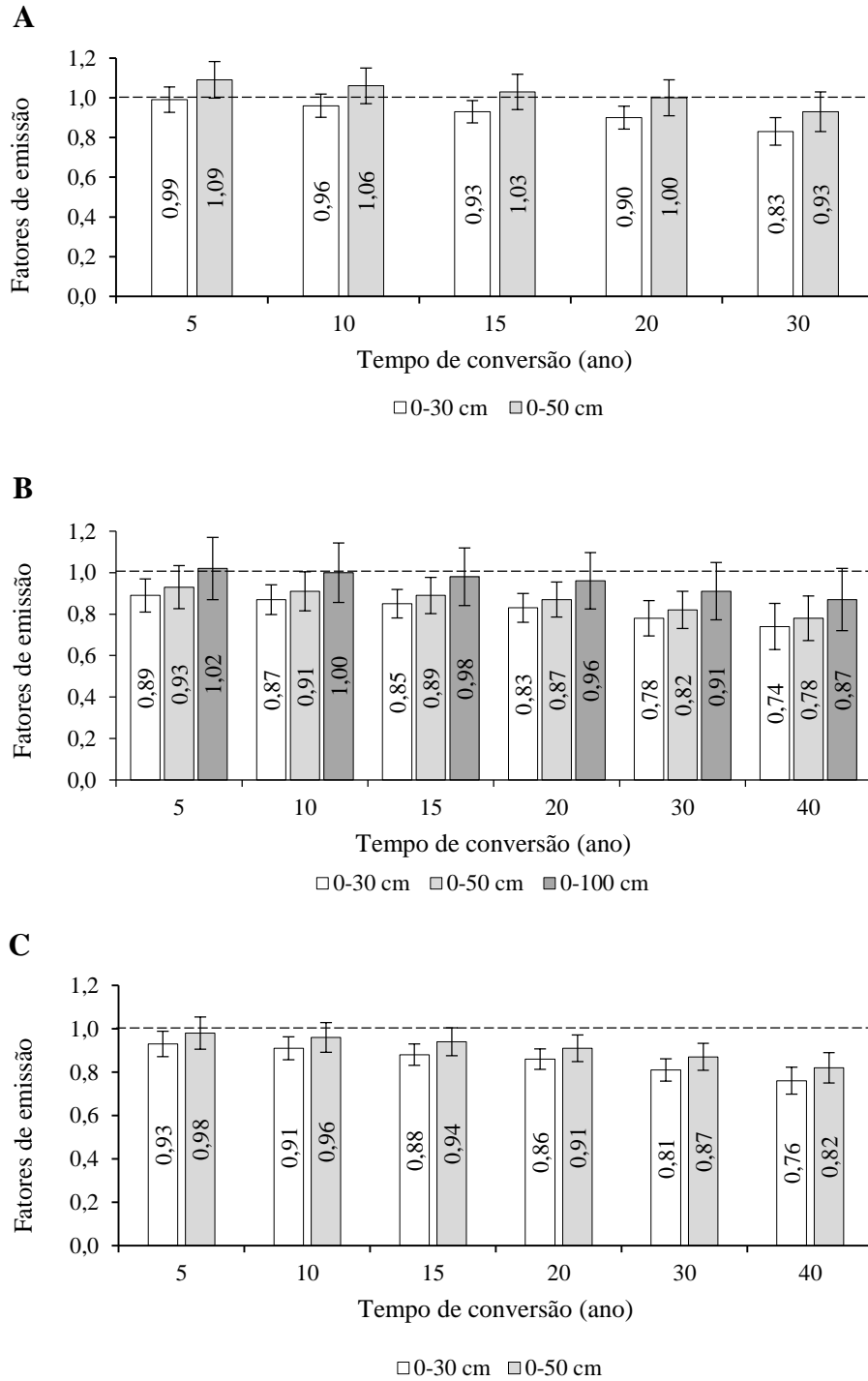
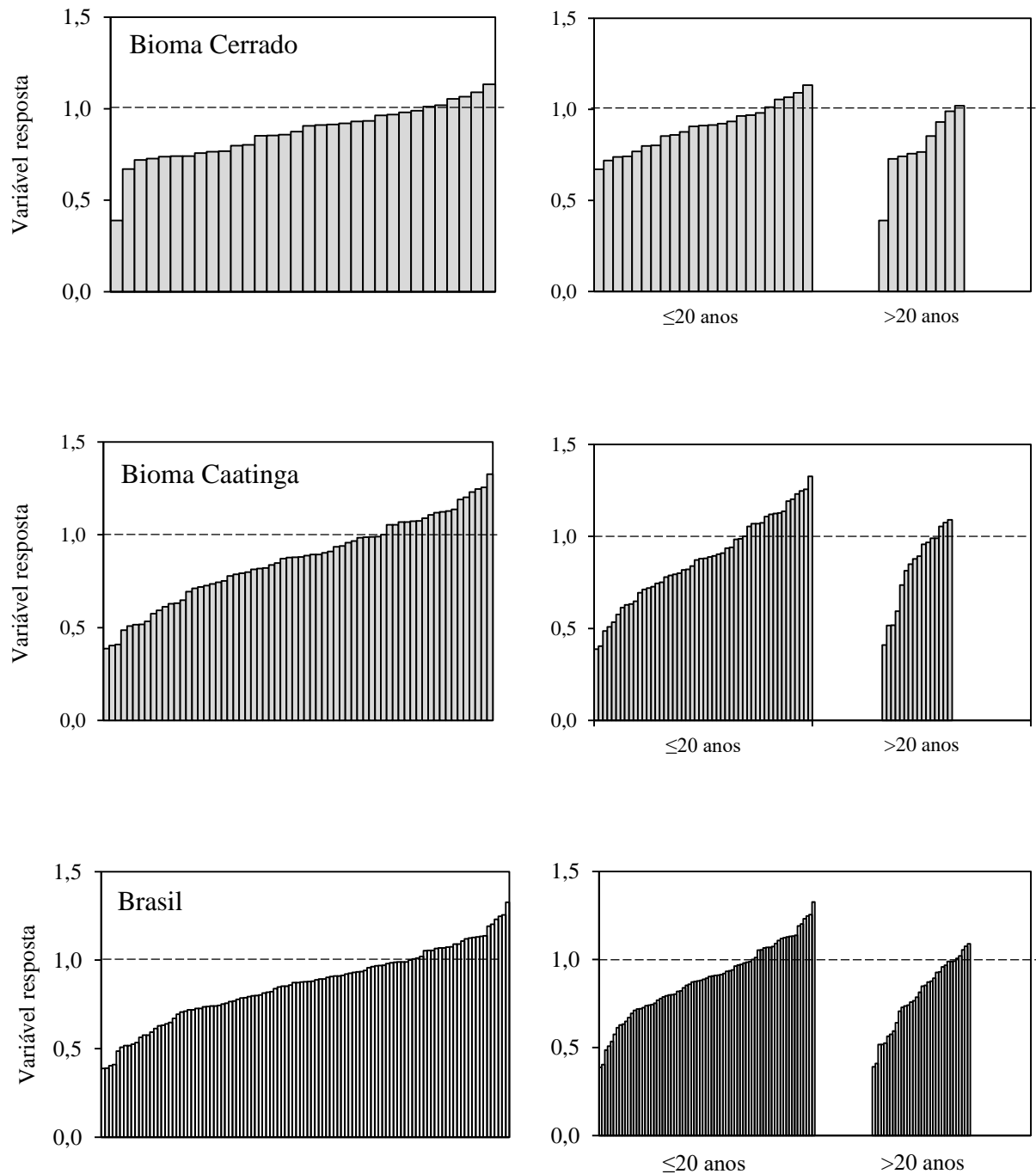


Figura 4: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio convencional e vegetação nativa) das observações individuais: bioma Cerrado, n=32; bioma Caatinga, n=66; Brasil, n=109.



Para a conversão de VN-PC no Brasil, os dados de diferentes biomas (Tabela 1) foram agrupados para derivar um fator geral de MUT, isso porque não houve diferenças estatisticamente significativas (dados não apresentados) entre os biomas. Sendo assim, foi estimado que após os períodos de 5, 10, 15, 20, 30 e 40 anos de uso da terra (Figura 3 C) o PC reduziu os estoques de COS por fator de $0,93 \pm 0,06$, $0,91 \pm 0,05$, $0,88 \pm 0,05$, $0,86 \pm 0,05$, $0,81 \pm 0,05$ e $0,76 \pm 0,06$ na camada de 0-30 cm, e por um fator de $0,98 \pm 0,07$, $0,96 \pm 0,07$, $0,94 \pm 0,06$, $0,91 \pm 0,06$, $0,87 \pm 0,06$ e $0,82 \pm 0,07$ na camada de 0-50 cm, respectivamente, em comparação com os estoques da VN. Quanto as variáveis respostas (Figura 4), 75% indicaram perdas de COS (valores < 1), sendo que 38% delas se concentraram em estudos com duração ≥ 20 anos.

Os impactos negativos provocados pela substituição de áreas nativas por sistemas de PC nos estoques de COS é um efeito comum que já foi amplamente discutido (GUO E GIFFORD, 2002; OGLE et al., 2005; DIECKOW et al., 2009, 2016; MAIA et al., 2010, 2013; TIECHER et al., 2012; COSTA JÚNIOR et al., 2013; CORBEELS et al., 2016; FERREIRA et al., 2016) sobre mudanças no uso da terra em regiões tropicais e subtropicais. Os resultados aqui apresentados, estão de acordo com esses estudos e mostram que o PC reduziu de forma significativa o conteúdo de COS ao longo do tempo e também em diferentes profundidades do solo.

Contudo, observa-se que, entre os biomas brasileiros avaliados, as respostas a adoção desse sistema agrícola seguiram comportamentos distintos. No Cerrado, por exemplo, as estimativas para 20 anos de uso da terra (período recomendado pelo IPCC para mudança de uso, manejo ou aporte) apontaram perdas de 10% na camada de 0-30 cm, mas em profundidade maior (0-50 cm) os estoques de COS não foram afetados, permanecendo iguais aos da VN. Somente com 30 anos de conversão, foram observadas reduções em ambas as camadas (0-30 e 0-50 cm) com declínio de 17 e 7% em relação aos estoques de COS sob o cerrado nativo. Já na Caatinga, os efeitos foram bem mais pronunciados, após 20 anos de transição para o PC os estoques de COS sofreram reduções de 17, 13 e 4% nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, em comparação com a VN. Considerando o tempo máximo estimado para esse bioma (40 anos), o declínio foi de 26, 22 e 17% para as respectivas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm.

Esses valores obtidos foram relativamente maiores do que os encontrados por Maia et al. (2013) em áreas do Cerrado e da Amazônia, cujos resultados apontaram declínio de 8% nos estoques de COS após 20 anos de conversão para sistemas de PC. No entanto, se comparados a algumas metanálises com base em dados globais como as conduzidas por Guo e Gifford

(2002) e Ogle et al. (2005) as perdas foram bem inferiores. Esses autores concluíram que a adoção do PC em regiões tropicais provoca reduções no conteúdo de COS entre 31 e 59% na camada de 0-30 cm durante os primeiros 20 anos de uso da terra. Enquanto que as perdas médias estimadas para os biomas brasileiros nesse trabalho (Fig. 3 C), levando em consideração a mesma profundidade do solo e o mesmo período de conversão, foram de 14%.

As menores reduções verificadas nos estoques de COS no Cerrado em relação ao observado na Caatinga provavelmente se devem a influência das condições edafoclimáticas dessa região na dinâmica do C do solo sob sistema de PC. Nesse bioma as estações chuvosas são bem definidas com precipitação média anual em torno de 1500 mm e temperatura variando entre 22 e 27 °C em média (KLINK e MACHADO, 2005). Tal fato de certa forma influencia na quantidade, qualidade e decomposição dos resíduos orgânicos, bem como nas taxas de mineralização da MOS, pois esses componentes climáticos são os determinantes mais importantes do conteúdo de COS (LIU et al., 2011). Além disso, 45% dos solos do Cerrado são da classe Latossolo (ROSCOE e BUURMAN, 2003), conhecidos por conter altas concentrações de óxidos de ferro e alumínio, que são íons responsáveis por formar ligações químicas com grupos funcionais da MOS, conferindo-a maior proteção contra a oxidação provocada por microrganismos (BAYER et al., 2006; BRIEDS et al., 2018).

Outra possibilidade para as menores perdas de COS no Cerrado, pode estar associada ao aporte de biomassa nas áreas cultivadas sob sistema de PC. Por ser considerado a fronteira agrícola mais importante do mundo (CARVALHO et al., 2014), o uso de técnicas de manejo como calagem, adubação mineral e rotação de cultura (JANTALIA et al., 2007; MAIA et al., 2010; SIQUEIRA NETO et al., 2010) são recorrentes para manter a fertilidade do solo e consequentemente elevar a produtividade agrícola, uma vez que na região é comum a realização de até duas colheitas anuais (PACHECO et al., 2017). Dessa forma, presume-se que haja maior deposição de matéria orgânica no solo, resultando em perdas menos acentuadas nos estoques de COS ao longo do tempo.

No bioma Caatinga as condições ambientais são mais adversas, com predomínio de clima semiárido, cujas principais características são temperaturas elevadas e baixa pluviosidade, que em média não excede 600 mm por ano (HORTA et al., 2018). A combinação desses fatores faz com que a evapotranspiração potencial seja alta nessa região ($> 1500 \text{ mm ano}^{-1}$), ocasionando balanço hídrico negativo por 7 a 11 meses todo ano (SILVA et al., 2017), o que pode resultar em menores quantidades de COS (GOMES et al., 2019). Aliado à isso, a agricultura desenvolvida sob PC é, em sua maior parte, de subsistência, com pouca ou nenhuma tecnologia agregada, baixo aporte de biomassa e forte dependência dos nutrientes de origem

orgânica, pois as práticas de fertilização mineral e calagem durante o preparo do solo são ausentes (FRAGA e SALCEDO, 2004). Segundo Martins et al (2013), o aporte médio de biomassa em sistemas de PC na Caatinga é de cerca de 2,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto que em áreas nativas a média é de 4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (ARAÚJO FILHO et al., 2013). Essa diferença no retorno de resíduos orgânicos ao solo somado ao manejo inadequado e ao clima desfavorável podem ter sido as principais causas para maiores perdas de COS observadas nesse bioma.

Embora a conversão de VN-PC tenha provocado reduções progressivas nos estoques de COS ao longo do tempo, os resultados mostraram que a intensidade das perdas foram diminuindo à medida que a profundidade do solo se tornaram maiores. Alguns autores citam que essa variação ocorre devido as camadas superficiais do solo estarem mais sujeitas a perturbações físicas promovidas pelo sistema de PC (OLIVEIRA et al., 2016) que, conseqüentemente, expõe o COS a altas taxas de mineralização e a iluviação para o subsolo (SÁ et al., 2013). Por outro lado, as menores perdas nas camadas mais profundas podem estar relacionadas a redistribuição do COS ao longo do perfil do solo durante o processo de aração (HUGHES et al., 2000), que também é potencializado pelo maior crescimento radicular, aumentando assim a entrada de C pela senescência de raízes (LUO et al., 2010).

Tabela 1. Estudos utilizados para avaliar a conversão de vegetação nativa (VN) para plantio convencional (PC).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						VN	PC
LEITE et al., (2010)	Baixa G. do Ribeiro, PI	Cerrado	Latossolo	40	12	62,40	70,72
CAMPOS et al., (2013)	Bom Jesus, PI	Cerrado	Latossolo	40	3	68,84	66,68
				40	3	42,18	38,42
ARAÚJO et al., (2017)	Uruçuí, PI	Cerrado	Latossolo	20	2	5,95	5,73
PAVINATO, (2009)	Tasso Fragoso, MA	Cerrado	Latossolo	20	15	40,30	37,10
CORAZZA et al., (1999)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	15	39,77	30,55
JANTALIA et al., (2007)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	20	96,60	71,60
				30	20	96,60	77,50
				30	20	96,60	64,80
				30	20	96,60	69,50
FERREIRA et al., (2016)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	100	30	164,30	140,20
				100	30	164,30	125,80
MARCHÃO et al., (2009)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	13	60,87	53,30
FIGUEIREDO et al., (2018)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	18	57,20	42,21
FREITAS et al., (2000)	Goiânia, GO	Cerrado	Latossolo	40	5	81,90	80,29
BAYER et al., (2006)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	8	35,40	38,60
				20	8	35,40	37,72
PAVINATO, (2009)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	28	54,30	53,70
D'ANDRÉA et al., (2004)	Morrinhos, GO	Cerrado	Latossolo	40	17	61,10	61,78
COSTA JÚNIOR et al., (2013)	Rio Verde, GO	Cerrado	Latossolo	20	26	47,10	34,90
				20	30	47,30	34,40
PAVINATO, (2009)	Sapezal, MT	Cerrado	Latossolo	20	8	64,60	55,10
MAIA et al., (2010)	Sapezal, MT	Cerrado	Neossolo	30	5	27,93	29,43
SÁ et al., (2013)	L. do Rio Verde, MT	Cerrado	Latossolo	100	19	130,30	104,10
MAIA et al., (2010)	Itiquira, MT	Cerrado	Latossolo	30	15	67,10	62,60
MAIA et al., (2010)	Novo S. Joaquim, MT	Cerrado	Latossolo	30	19	52,95	45,48
BAYER et al., (2006)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	6	54,00	49,35
				20	6	54,00	48,96
PAVINATO, (2009)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	31	64,60	48,90
SEBEN JÚNIOR et al., (2014)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	10	44	28,16	10,98
DIECKOW et al., (2009)	Dourados, MS	Cerrado	Latossolo	20	34	44,55	41,43
ROSCOE e BUURMAN, (2003)	Sete Lagoas, MG	Cerrado	Latossolo	45	30	100,00	102,00
HICKMANN e COSTA, (2012)	Coimbra, MG	M. Atlântica	Argissolo	40	78	46,42	24,39
				40	78	46,42	26,71
				40	78	46,42	26,15
REIS et al., (2014)	Guarapuava, PR	M. Atlântica	Latossolo	100	59	137,90	132,90
LOSS et al., (2016)	Marmeleiro, PR	M. Atlântica	Nitossolo	40	56	79,55	80,10
GUBIANI, (2015)	Pato Branco, PR	M. Atlântica	Latossolo	100	36	173,30	160,51
TIECHER et al., (2012)	Pato Branco, PR	M. Atlântica	Latossolo	40	33	76,93	67,11
BAYER et al., (2002)	Oeste de Santa Catarina	M. Atlântica	Latossolo	25	50	128,30	82,10
REIS et al., (2014)	Santo Ângelo, RS	M. Atlântica	Latossolo	100	40	124,90	90,90
DIECKOW et al., (2009)	Santo Ângelo, RS	M. Atlântica	Latossolo	20	40	64,41	50,57
DIECKOW et al., (2009)	Eldorado do Sul, RS	Pampa	Argissolo	20	34	39,32	27,76
CARVALHO et al., (2009)	Vilhena, RO	Amazônia	Latossolo	30	1	49,00	47,60
				30	2	49,00	55,40
MEDEIROS, (2019)	S. do Ipanema, AL	Caatinga	Planossolo	50	47	103,39	53,51
MEDEIROS, (2019)	S. do Ipanema, AL	Caatinga	NL ¹	50	2	97,44	110,78
				50	38	97,44	57,83

Tabela 1 (Continuação).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						VN	PC
MEDEIROS, (2019)	Batalha, AL	Caatinga	Luvissolo	70	11	90,87	97,10
MEDEIROS, (2019)	América Dourada, BA	Caatinga	Cambissolo	100	5	160,61	177,99
				100	15	160,61	193,05
				100	20	160,61	171,59
				100	30	160,61	153,76
				100	35	160,61	144,69
				100	40	160,61	130,66
MEDEIROS, (2019)	América Dourada, BA	Caatinga	Cambissolo	30	33	82,93	80,20
				30	46	82,93	89,13
MEDEIROS, (2019)	Senhor do Bonfim, BA	Caatinga	Planossolo	50	10	76,45	48,33
				50	15	76,45	54,93
MEDEIROS, (2019)	Senhor do Bonfim, BA	Caatinga	Planossolo	70	8	105,19	112,93
MEDEIROS, (2019)	Senhor do Bonfim, BA	Caatinga	Argissolo	50	18	84,48	89,02
MEDEIROS, (2019)	Catolé do Rocha, PB	Caatinga	Argissolo	90	12	104,99	103,32
				90	15	104,99	93,21
MEDEIROS, (2019)	Catolé do Rocha, PB	Caatinga	Argissolo	70	50	99,59	98,53
MEDEIROS, (2019)	Catolé do Rocha, PB	Caatinga	Argissolo	90	40	131,16	129,85
MEDEIROS, (2019)	Santa Luzia, PB	Caatinga	Luvissolo	50	19	100,66	48,95
				50	38	100,66	74,02
				50	90	100,66	51,97
MEDEIROS, (2019)	Santa Luzia, PB	Caatinga	Luvissolo	70	20	80,73	50,76
				70	30	80,73	68,52
GONZAGA, (2017)	Delmiro Gouveia, AL	Caatinga	NQ ²	30	4	33,19	31,05
				30	15	33,19	23,61
GONZAGA, (2017)	Inhapi, AL	Caatinga	Argissolo	30	30	42,61	44,92
GONZAGA, (2017)	Pariconha, AL	Caatinga	NR ³	30	4	40,41	35,59
MOREIRA, (2013)	Irecê, BA	Caatinga	Cambissolo	40	27	54,06	50,21
MAIA et al., (2007)	Sobral, CE	Caatinga	Luvissolo	40	5	73,62	62,35
				40	5	73,62	87,32
				40	5	73,62	73,36
				40	5	73,62	92,90
MAIA et al., (2007)	Sobral, CE	Caatinga	Luvissolo	40	5	47,15	58,04
NOGUEIRA, (2009)	Sobral, CE	Caatinga	Luvissolo	5	10	17,82	14,03
NOGUEIRA, (2009)	Sobral, CE	Caatinga	Luvissolo	5	10	27,40	24,74
				5	10	27,40	16,79
				5	10	27,40	19,90
				5	10	27,40	22,97
				5	10	27,40	22,97
NUNES Et al., (2006)	Sobral, CE	Caatinga	Luvissolo	20	1	57,34	71,98
				20	2	57,34	64,66
				20	1	57,34	57,34
				20	2	57,34	39,77
				20	3	57,34	51,24
				20	4	57,34	47,09
				20	5	57,34	50,02
SILVA, (2008)	Sobral, CE	Caatinga	Luvissolo	5	8	26,75	20,82
				5	8	26,75	19,91
				5	8	26,75	17,33
OLIVEIRA et al., (2015)	Limoeiro do Norte, CE	Caatinga	Cambissolo	50	25	58,24	63,47
BERNARDI et al., (2007)	Paraipaba, CE	Caatinga	NQ	40	2	27,57	24,23
FRAGA e SALCEDO, (2004)	Juarez Távora, PB	Caatinga	NQ	7,5	14	118,00	96,60
				7,5	16	118,00	63,00

Tabela 1 (Continuação).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						VN	PC
LIMA et al., (2011)	Esperantina, PI	Caatinga	Argissolo	10	3	34,16	25,65
				10	6	34,16	42,60
				10	10	34,16	45,31
				10	2	34,16	19,66
LIMA et al., (2011)	Esperantina, PI	Caatinga	Argissolo	10	3	35,59	18,08
				10	6	35,59	40,00
				10	10	35,59	35,14
				10	2	35,59	13,79
SANTANA, (2015)	Araripina, PE	Caatinga	NL	60	28	54,50	22,30
SANTANA, (2015)	Bodocó, PE	Caatinga	Argissolo	100	15	98,40	89,50
SANTANA, (2015)	Exu, PE	Caatinga	Latossolo	100	20	72,10	57,20
SANTANA, (2015)	Salgueiro, PE	Caatinga	Planossolo	60	15	37,70	15,20

¹ NL = Neossolo Litólico; ² NQ = Neossolo Quartzarênico; ³ NR = Neossolo Regolítico.

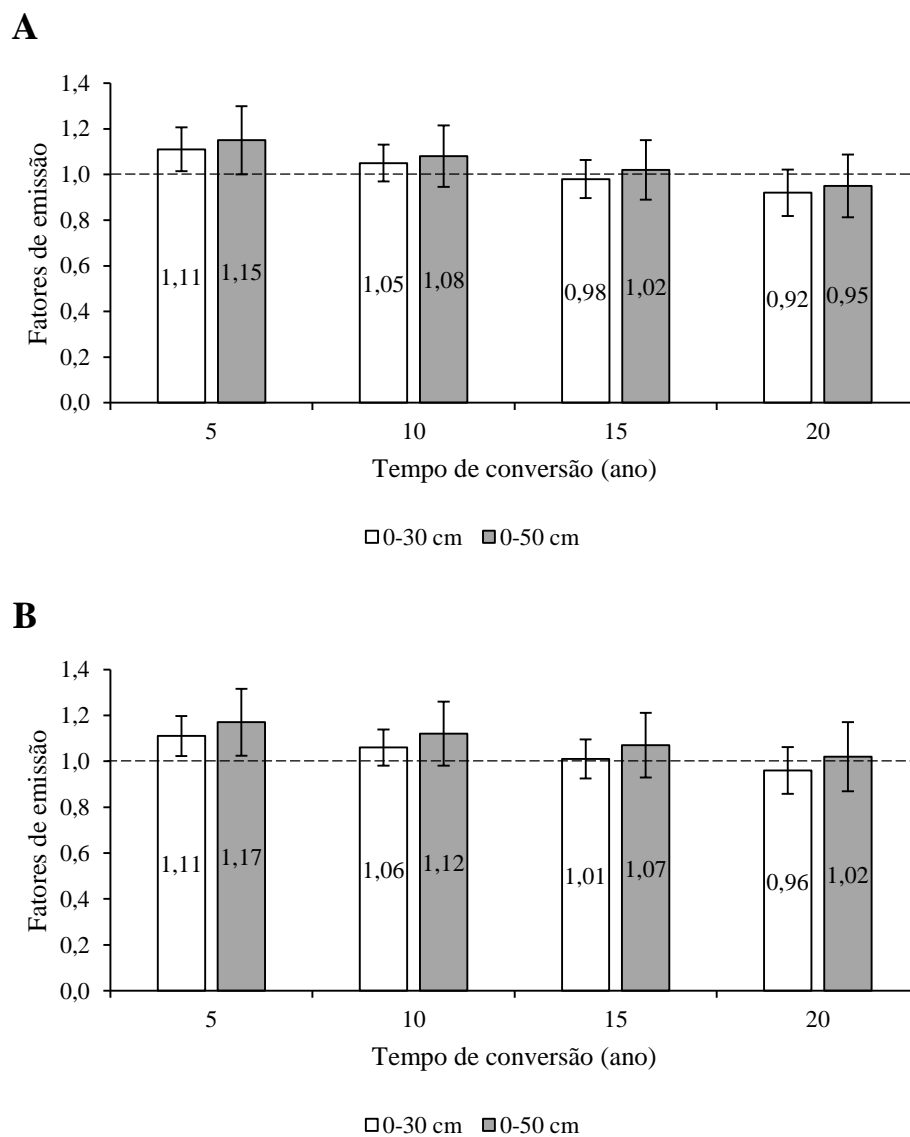
4.1.2 Vegetação nativa para plantio direto

Os fatores de MUT derivados para os efeitos conversão de VN-PD sobre o C do solo em áreas do bioma Cerrado, mostraram diferentes respostas ao longo do tempo (Figura 5 A). Na camada de 0-30 cm, o PD aumentou o conteúdo de COS após 5 e 10 anos de uso da terra por um fator de $1,11 \pm 0,10$ e $1,05 \pm 0,08$, respectivamente, o que representou ganhos de 11% e 5% em comparação com a VN, porém aos 15 e 20 anos os estoques de COS foram reduzidos a $0,98 \pm 0,08$ e $0,92 \pm 0,10$, respectivamente, o que gerou perdas de 2% e 8% em relação à VN. Na camada de 0-50 cm, os efeitos positivos do PD foram registrados após 5, 10 e 15 anos de uso da terra ($1,15 \pm 0,15$; $1,08 \pm 0,13$; $1,02 \pm 0,13$), mas aos 20 anos os estoques de COS declinaram a $0,95 \pm 0,14$, ou seja, 95% da quantidade encontrada sob VN. Aparentemente, o comportamento decrescente nos ganhos de COS observados nos primeiros anos de uso da terra em ambas as camadas (0-30 e 0-50 cm) foram influenciados por estudos com menor tempo de conversão para o PD, que no geral apresentaram estoques de COS maiores do que os da VN (Tabela 2). Todavia, 59% das variáveis respostas foram <1, indicando que os resultados estão de acordo com o conjunto de dados (Figura 6).

As estimativas médias para a conversão de VN-PD no Brasil (Figura 5 B), demonstraram que na camada de 0-30 cm o PD promoveu ganhos nos estoques de COS por um fator de $1,11 \pm 0,09$, $1,06 \pm 0,08$ e $1,01 \pm 0,08$ após os períodos de 5, 10 e 15 anos de uso da terra, respectivamente, e redução por um fator de $0,96 \pm 0,10$ após período de 20 anos, em comparação com os estoques de COS sob VN. Na camada de 0-50 cm, o PD aumentou o

conteúdo de COS por fator de $1,17 \pm 0,15$, $1,12 \pm 0,14$, $1,07 \pm 0,14$ e $1,02 \pm 0,15$ para os respectivos períodos de 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra, em relação aos estoques de COS sob VN. É importante destacar que 63% das observações (Figura 5) utilizadas para essas estimativas foram provenientes do Cerrado, indicando que esses fatores se ajustam mais aos efeitos do PD nesse bioma do que nas demais regiões brasileiras.

Figura 5: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de VN para PD nos estoques de COS do bioma Cerrado (A) e do Brasil (B).



A remoção de áreas nativas para a introdução de sistemas agrícolas, normalmente, causa grandes perdas de C do solo (BRIEDIS et al., 2018), por esse motivo muitos autores têm apontado o PD como uma estratégia eficiente para aumentar o conteúdo de COS e consequentemente mitigar as mudanças climáticas (LAL, 2004; SMITH et al., 2008; CORSI et al., 2012). Os resultados obtidos para o Cerrado, entretanto, indicaram que a conversão de VN para o PD reduziu os estoques de COS em 8 e 5% nas respectivas camadas de 0-30 e 0-50 cm, após 20 anos de cultivo. Sugerindo que no longo prazo, o PD não consegue manter os mesmos níveis dos estoques de COS originalmente encontrados sob VN. Esses dados contradizem alguns estudos sobre mudança no uso da terra nesse bioma que apontaram ganhos (CORAZZA et al., 1999; BAYER et al., 2006; MAIA et al., 2010, 2013) ou não observaram diferença estatisticamente significativa (SIQUEIRA NETO et al., 2010; CORBEELS et al., 2016) ao comparar os estoques de COS sob VN com os de áreas convertidas para o PD. Por outro lado, a não confirmação do potencial desse sistema agrícola como um sumidouro de C frente a VN tem sido reportada em outros trabalhos realizados tanto no Cerrado (CARVALHO et al., 2014; FERREIRA et al., 2016; GMACH et al., 2018) quanto na Amazônia (MAIA et al., 2013).

O declínio nos estoques de COS devido ao PD, pode estar associado a diminuição no aporte de biomassa nas áreas cultivadas por esse sistema agrícola. De acordo com Carvalho et al. (2010), o PD, para ser executado corretamente, tem que manter os três pilares principais: o não revolvimento do solo, a rotação de cultura e a cobertura do solo. Porém, na região do Cerrado existem dificuldades para estabelecer rotações de cultura que produzam quantidades de resíduos suficientes para manter o solo coberto na maior parte do ano (CARVALHO et al., 2014). Outro ponto importante, é que há pouca diversidade nos tipos de sucessão de culturas praticadas pelos agricultores (SIQUEIRA NETO et al., 2010), sendo predominante o cultivo da soja ou de milho seguido por culturas de cobertura como milheto e sorgo (BATLLE-BAYER et al., 2010). O que gera um aporte anual de aproximadamente 3,8 Mg C ha⁻¹ (CORBEELS et al., 2016), quantidade inferior as estimadas para o Cerrado nativo que variam entre 4,3 e 7,2 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ (CORBEELS et al., 2006, MIRANDA et al., 2016).

Nos primeiros anos de conversão de VN para o PD, observou-se um aumento considerável nos estoques de COS (Fig. 5 A). No entanto, esses ganhos não estão necessariamente relacionados aos efeitos do PD, visto que o comportamento é decrescente ao longo do tempo, indicando uma possível influência dos resíduos orgânicos remanescente da VN. Cerri et al. (2004), estudando cronossequência de Floresta para Pastagem na Amazônia, relataram que o C oriundo da VN presente na superfície do solo leva entre 10 e 30 anos para que mais de 50% de sua quantidade seja exaurida. Além disso, a maior parte da biomassa

contida no Cerrado nativo encontra-se na região radicular (BATLLE-BAYER et al., 2010), portanto uma fonte importante de C, principalmente considerando que as frações mais lábeis da MOS são rapidamente degradadas por microrganismos (GERAEI et al., 2016).

Quando a conversão VN-PD foi analisada a nível de Brasil, verificou-se que os resultados tiveram tendência similar ao do bioma Cerrado, apresentando redução de 4% nos estoques de COS após 20 anos de uso da terra, mas somente na camada de 0-30 cm; quando se avaliou a camada de 0-50 cm, os estoques de COS aumentaram em 2% em relação à VN. Contudo, esses dados pode não representar os reais efeitos do PD sobre o COS no Brasil devido à falta de informações para determinados biomas do país. Por exemplo, os estudos sobre mudança no uso da terra com foco no PD (Tabela 2) são mais concentrados nas regiões de expansão agrícola como o Cerrado e Amazônia. Enquanto que em biomas mais antropizados como a Mata Atlântica, Pampa e a Caatinga os estudos ainda são escassos. Dessa forma, pesquisas futuras precisam ser realizadas nessas regiões para que os efeitos do PD sobre o C do solo sejam melhor avaliados.

Figura 6: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio direto e vegetação nativa) das observações individuais: bioma Cerrado, n=23; Brasil, n=35.

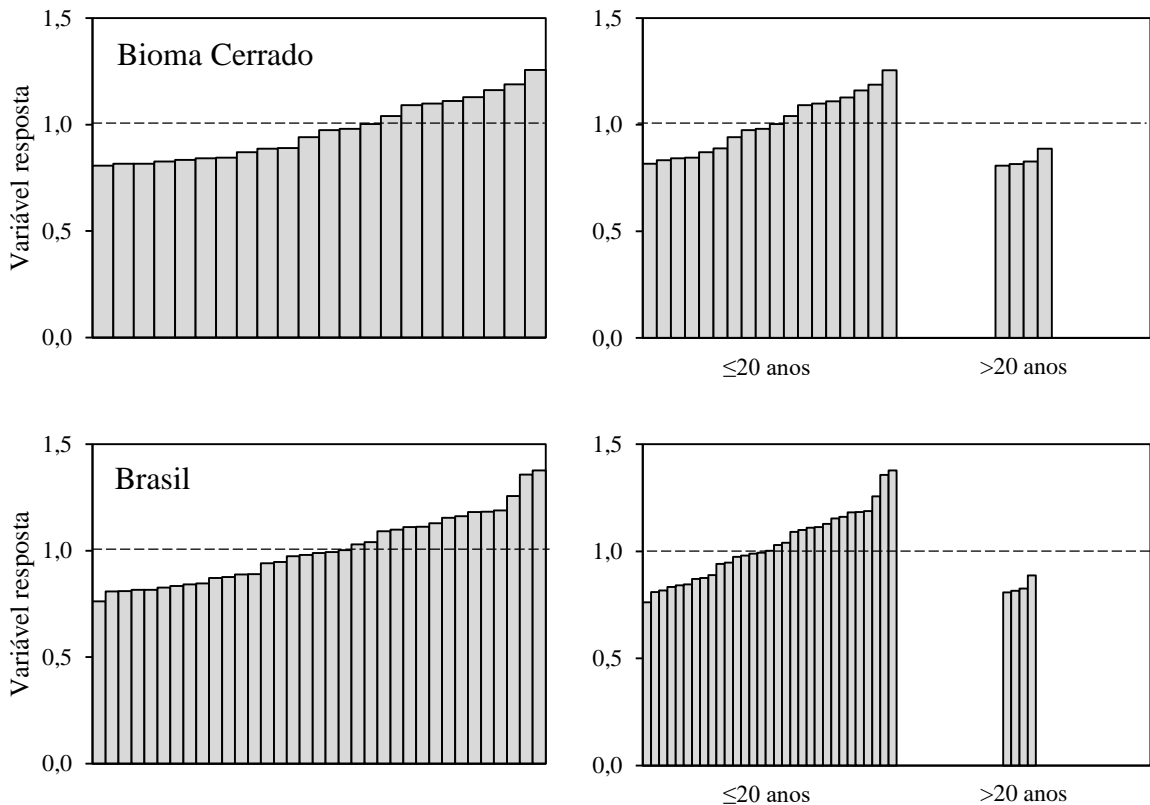


Tabela 2. Estudos utilizados para avaliar a conversão de vegetação nativa (VN) para plantio direto (PD).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)		
						VN	PD	
ARAÚJO et al., (2017)	Uruçuí, PI	Cerrado	Latossolo	20	4	14,26	17,91	
FERREIRA et al., (2016)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	100	29	164,30	145,80	
				100	29		135,80	
CORAZZA et al., (1999)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	15	39,77	38,74	
JANTALIA et al., (2007)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	20	96,60	85,90	
				30	20		81,30	
FIGUEIREDO et al., (2018)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	18	57,20	46,71	
				20	18		47,70	
CARVALHO et al., (2010)	Montividiu, GO	Cerrado	Latossolo	30	21	75,40	60,90	
CARVALHO et al., (2014)	Montividiu, GO	Cerrado	Latossolo	30	23	75,40	61,50	
D'ANDRÉA et al., (2004)	Morrinhos, GO	Cerrado	Latossolo	40	5	61,10	63,54	
				40	5		72,61	
FREITAS et al., (2000)	Goiânia, GO	Cerrado	Latossolo	40	5	81,90	80,27	
SOUZA et al., (2016)	Jataí, GO	Cerrado	Plintossolo	20	11	45,90	43,20	
				20	7		38,80	
BAYER et al., (2016)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	8	35,40	38,63	
CARVALHO et al., (2010)	Santa Carmem, MT	Amazônia	Latossolo	30	13	74,10	56,40	
MAIA et al., (2010)	Água Boa, MT	Cerrado	Latossolo	30	18	35,21	39,73	
MAIA et al., (2010)	Itauba, MT	Amazônia	Latossolo	30	7	54,38	47,63	
MAIA et al., (2010)	Itiquira, MT	Cerrado	Latossolo	30	17	67,14	73,81	
MAIA et al., (2010)	Novo S. Joaquim, MT	Cerrado	Latossolo	30	19	52,96	46,12	
MAIA et al., (2010)	Pontes e Lacerda, MT	Cerrado	Latossolo	30	3	47,61	47,09	
MAIA et al., (2010)	R. Cascalheira, MT	Amazônia	Latossolo	30	5	38,49	31,16	
MAIA et al., (2010)	Sapezal, MT	Cerrado	Neossolo	30	7	25,97	30,16	
				Latossolo	30	7	49,00	54,40
				Latossolo	30	6	61,42	63,26
				Latossolo	30	15		58,16
MAIA et al., (2010)	Sorriso, MT	Amazônia	Latossolo	30	20		61,04	
				30	6	46,60	53,77	
				30	6	54,00	54,12	
				30	6	54,00	54,12	
BAYER et al., (2006)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	6	54,00	54,12	
LOSS et al., (2016)	Marmeleiro, PR	M. Atlântica	Nitossolo	40	15	79,55	94,12	
CARVALHO et al., (2009)	Vilhena, RO	Amazônia	Latossolo	30	1	49,00	66,50	
				30	2		54,50	
				30	3		67,50	
MAIA et al., (2010)	P. do Oeste, RO	Amazônia	Latossolo	30	12	32,35	38,24	

4.2 Mudança de manejo

Os impactos das mudanças de manejo sobre os estoques de COS nesse estudo, foram avaliados através de 26 fatores derivados para diferentes períodos de uso da terra e profundidades do solo. Sendo 22 relacionados aos efeitos da conversão de plantio convencional para plantio direto (PC-PD) e 4 relacionados aos efeitos da conversão de pastagem para plantio direto (PA-PD). As estimativas para as conversão PC-PD foram feitas para os biomas Cerrado e Mata Atlântica, bem como para o Brasil no intuito de contemplar os biomas onde não foi possível gerar valores específicos. Já em relação a conversão PA-PD, foram feitos somente estimativas gerais devido o conjunto de dados ser limitado para derivar fatores de manejo por bioma.

4.2.1 Plantio Convencional para Plantio Direto

Os fatores de mudança de manejo para a conversão PC-PD no bioma Cerrado (Figura 7 A) foram derivados para os períodos de 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra e em duas profundidades do solo, 0-30 e 0-50 cm. Considerando os períodos citados, verificou-se que na camada de 0-30 cm o PD aumentou progressivamente os estoques de COS por um fator de $1,02 \pm 0,04$, $1,09 \pm 0,04$, $1,15 \pm 0,05$ e $1,22 \pm 0,08$, respectivamente, em comparação com os estoques de COS sob PC. Na camada de 0-50 cm o PD promoveu ganhos por um fator de $1,05 \pm 0,07$, $1,12 \pm 0,07$, $1,18 \pm 0,08$ e $1,25 \pm 0,10$ para respectivos períodos de 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra, em relação aos estoques de COS sob áreas manejada por PC. Quanto as variáveis respostas (Figura 8), 72% das observações foram positivas sugerindo que os resultados obtidos refletiram o conjunto de dados.

No bioma Mata Atlântica os fatores de mudança de manejo para conversão PC-PD (Figura 7 B) foram derivados para os períodos de 20 e 30 anos de uso da terra e em três diferentes profundidades do solo, 0-30, 0-50 e 0-100 cm. Sendo assim, observou-se que aos 20 anos o PD elevou os estoques de COS por uma fator de $1,13 \pm 0,05$, $1,14 \pm 0,07$ e $1,12 \pm 0,05$ nas respectivas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, quando comparados ao conteúdo de COS sob PC. Com 30 anos de uso, o PD aumentou os estoques de COS por um fator de $1,06 \pm 0,07$, $1,07 \pm 0,08$ e $1,05 \pm 0,05$ nas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, respectivamente, em relação aos estoques de COS sob PC. Ressalta-se, no entanto, que esses resultados devem ser analisados com certa cautela, devido ao números limitado de observação (Figura 8).

Figura 7: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de PC para PD nos estoques de COS do bioma Cerrado (A), Mata Atlântica (B) e do Brasil (C).

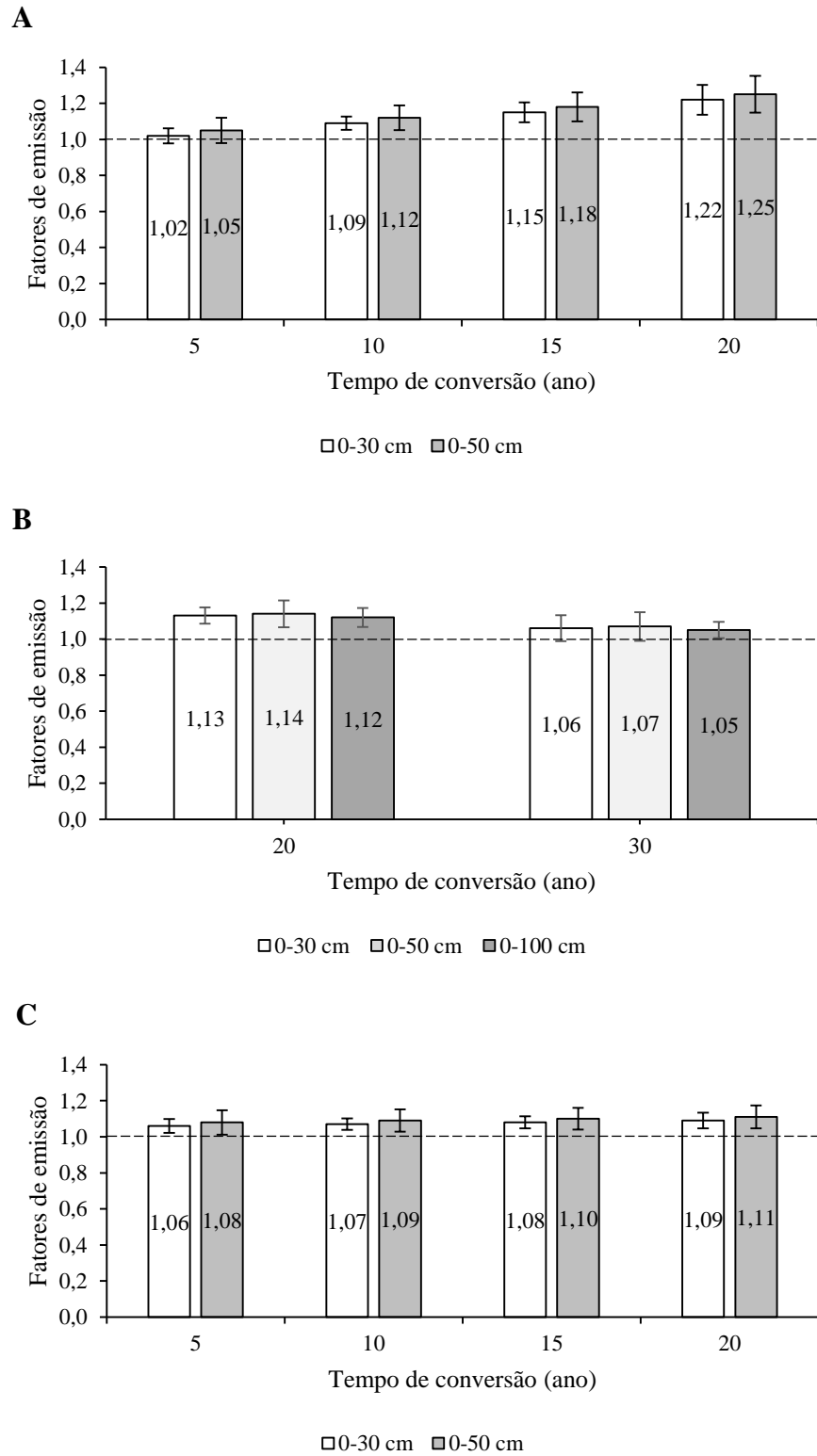
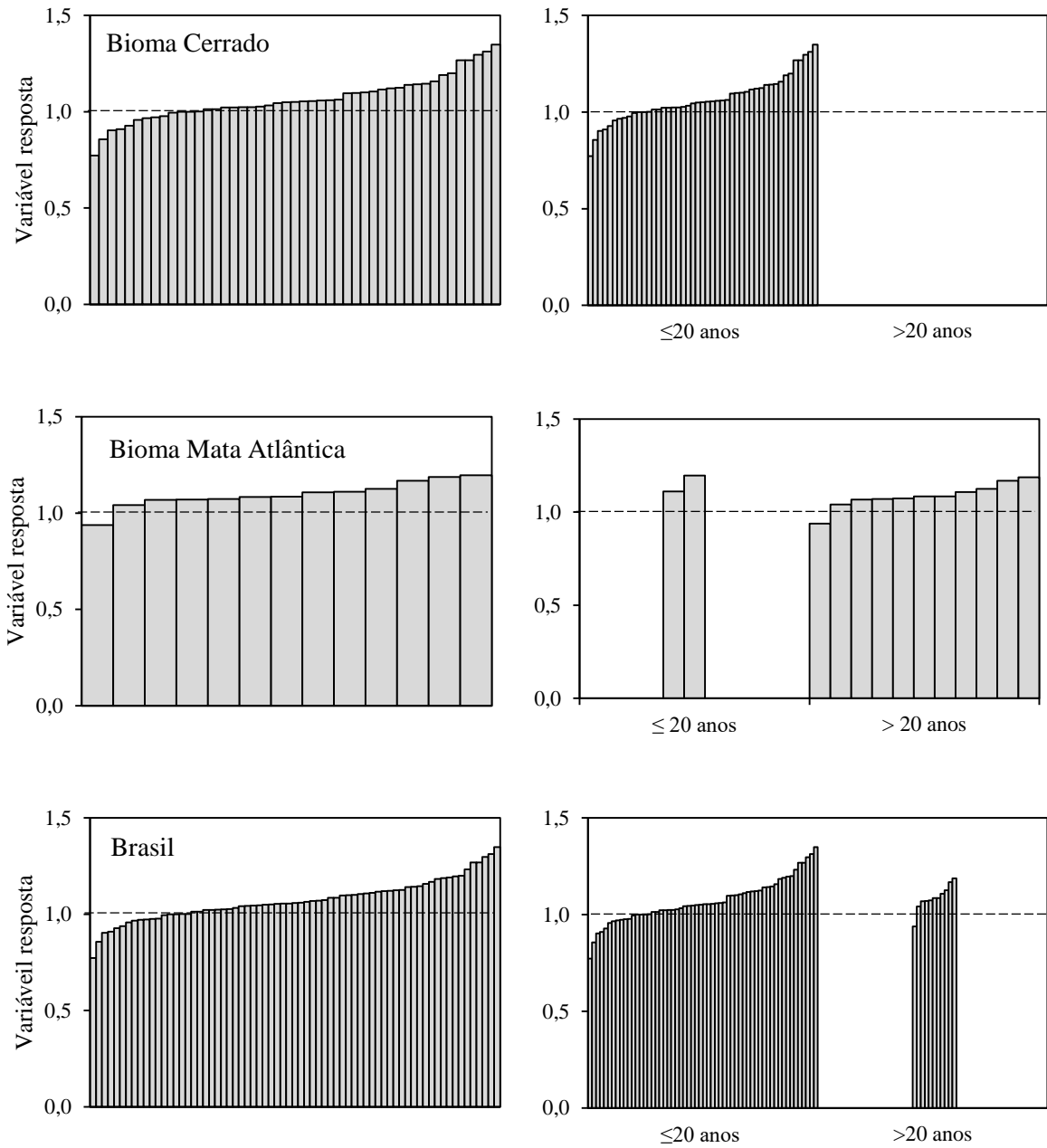


Figura 8: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio direto e plantio convencional) das observações individuais: bioma Cerrado, n=47; bioma Mata Atlântica, n=13; Brasil, n=69.



A conversão de PC-PD também resultou em ganhos significativos de COS nas análises feitas para o Brasil (dados médios entre os diferentes biomas). Os fatores de mudança de manejo derivados para os períodos de 5, 10, 15 e 20 anos (Figura 7 C) apontaram que na camada de 0-30 cm o PD elevou os estoques de COS por um fator de $1,06 \pm 0,04$, $1,07 \pm 0,03$, $1,08 \pm 0,03$ e $1,09 \pm 0,04$, respectivamente, em comparação aos observados sob PC. Na camada de 0-50 cm, houve aumento nos estoques de COS por fator de $1,08 \pm 0,07$, $1,09 \pm 0,06$, $1,10 \pm 0,06$, e $1,11 \pm 0,06$ para os respectivos períodos 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra, em relação aos estoques de COS sob PC. Corroborando com essas estimativas, 75% das variáveis respostas (Fig. 8) foram >1 indicando que na maioria das observações o PD promoveu ganhos de COS.

Conforme reportando em trabalhos anteriores (MAIA et al., 2010, 2013; COSTA JÚNIOR et al., 2013; REIS et al., 2014), a substituição de sistema de plantio convencional por plantio direto elevou os estoques de COS em todas as situações avaliadas nesse estudo. Após 20 anos de cultivo, os resultados apontaram ganhos de 22% e 25% nas respectivas camadas de 0-30 e 0-50 cm para o bioma Cerrado; de 13, 14 e 12% nas respectivas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm para o bioma Mata Atlântica; e ganhos médios de 9 e 11% nas camadas de 0-30 e 0-50 cm, respectivamente, para o Brasil. Os valores obtidos para os bioma Cerrado foram substancialmente maiores do que os encontrados por Maia et al. (2013) que apontaram ganhos de 16% após 20 anos de adoção do PD nas regiões do Cerrado e Amazônia. Porém, quando essa comparação é feita com os valores estimados para o bioma Mata Atlântica os resultados foram similares aos sugeridos por esses autores.

O aumento dos estoques de COS nas áreas cultivadas por PD, está relacionado ao maior aporte de biomassa, a ausência de perturbações nas estruturas físicas no solo, a manutenção constante de cobertura vegetal e ao decréscimo nas perdas de C por erosão (BUSARI et al., 2015; TELLES et al., 2017; GMACH et al., 2018). Contudo, nota-se que os ganhos nos estoques de COS foram mais pronunciados no Cerrado do que na Mata Atlântica, o que pode ser atribuído a diferença nas condições climáticas entre os dois biomas. O clima predominante no Cerrado brasileiro proporciona uma decomposição mais rápida da matéria orgânica no solo (CARVALHO et al., 2010) devido à combinação entre alta humidade e elevada temperatura (JOBAGY e JACKSON, 2000). Por sua vez, no bioma Mata Atlântica grande parte dos estudos utilizados para essa conversão estavam situados na zona subtropical, a qual é caracterizada por temperatura mais baixa durante o ano (DIECKOW et al., 2009; SÁ et al., 2013), dessa forma o acúmulo de C no solo pode ter ocorrido em menores proporções, semelhante aos observados por Ogle et al. (2005) em regiões temperadas.

Tabela 3. Estudos utilizados para avaliar a conversão de plantio convencional (PC) para plantio direto (PD).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)		
						PC	PD	
CAMPOS et al., (2013)	Bom Jesus, PI	Cerrado	Latossolo	40	5	66,68	76,21	
				40	9		69,70	
				40	3		48,72	
LEITE et al., (2009)	Baixa G. do Ribeiro, PI	Cerrado	Latossolo	40	8	33,65	37,73	
PAVINATO, (2009)	Tasso Frágoso, MA	Cerrado	Latossolo	20	5	37,10	37,60	
CARVALHO et al., (2014)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	40	6	86,50	84,50	
CORAZZA et al., (1999)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	20	15	30,55	38,74	
MARCHÃO et al., (2009)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	10	53,30	56,03	
JANTALIA et al., (2007)	Planaltina, DF	Cerrado	Latossolo	30	20	71,60	85,90	
				30	20	77,50	81,30	
COSTA JÚNIOR et al., (2013)	Rio Verde, GO	Cerrado	Latossolo	20	1	34,90	29,90	
				20	5		33,40	
				20	13		45,80	
				20	5		34,40	31,30
				20	9		34,40	34,40
BAYER et al., (2006)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	17	38,60	46,40	
				20	8		38,63	
PAVINATO (2009)	Luziânia, GO	Cerrado	Latossolo	20	13	53,70	56,70	
FREITAS et al., (2000)	Goiânia, GO	Cerrado	Latossolo	40	5	80,29	80,27	
SÁ et al., (2013)	L. do Rio Verde MT	Cerrado	Latossolo	100	8	104,10	119,20	
				100	8		114,60	
				100	8		110,20	
				100	8		116,20	
				100	8		118,70	
PAVINATO (2009)	Sapezal, MT	Cerrado	Latossolo	100	8	120,50	120,50	
				20	4		55,10	58,60
				30	7		29,40	30,20
				30	17		62,60	74,50
				30	4		45,50	46,10
BAYER et al., (2006)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	6	49,35	54,12	
				20	6	48,96		
PAVINATO (2009)	Costa Rica, MS	Cerrado	Latossolo	20	11	48,90	53,70	
DIECKOW et al., (2009)	Dourados, MS	Cerrado	Latossolo	20	17	41,43	41,24	
ROSCOE et al., (2003)	Sete Lagoas, MG	Cerrado	Latossolo	45	10	102,00	99,00	
ASSIS et al., (2006)	Capinópolis, MG	Cerrado	Latossolo	20	4	56,29	43,48	
				20	4		54,38	
				20	4		58,12	
HICKMANN e COSTA, (2012)	Coimbra, MG	M. Atlântica	Argissolo	40	23	24,39	28,97	
				40	23		26,71	
				40	23		26,15	
ROSSETTI e CENTURION, (2015)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	30	5	36,54	33,00	
				30	7		38,71	
				30	9		47,38	
				30	6		32,85	34,64
				30	8		30,47	
SEBEN JÚNIOR et al., (2014)	Jaboticabal, SP	Cerrado	Latossolo	30	10	10,98	36,94	
				10	9		11,25	
				10	9		11,22	
				10	9		11,23	

Tabela 3 (Continuação).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						PC	PD
SÁ et al., (2013)	Ponta Grossa, PR	M. Atlântica	Latossolo	100	29	249,50	266,50
				100	29	236,80	
REIS et al., (2014)	Guarapuava, PR	M. Atlântica	Latossolo	100	31	132,90	124,70
GUBIANI, (2015)	Pato Branco, PR	M. Atlântica	Latossolo	100	26	160,51	167,12
TIECHER et al., (2012)	Pato Branco, PR	M. Atlântica	Latossolo	40	23	67,11	71,87
BAYER et al., (2002)	Oeste de Santa Catarina	M. Atlântica	Latossolo	25	10	82,10	98,20
DIECKOW et al., (2009)	Santo Ângelo, RS	M. Atlântica	Latossolo	20	25	50,57	54,29
BODDEY et al., (2009)	Santo Ângelo, RS	M. Atlântica	Latossolo	100	26	131,60	153,70
				100	26	148,30	160,90
DIECKOW et al., (2009)	Eldorado do Sul, RS	Pampa	Argissolo	20	18	27,76	31,08
CRUZ et al., (2003)	Pelotas, RS	Pampa	Argissolo	20	3	53,12	65,47
				20	3	55,32	
CAMPOS et al., (2011)	Cruz Alta, RS	Pampa	Latossolo	30	19	74,86	74,90
				30	19	77,09	80,44
				30	19	80,75	84,46
BODDEY et al., (2009)	Cruz Alta, RS	Pampa	Latossolo	100	17	158,80	155,0
				100	17	163,50	172,30
NASCIMENTO et al., (2009)	Cachoeirinha, RS	Pampa	Gleissolo	20	11	38,39	37,36
BODDEY et al., (2009)	Passo Fundo, RS	M. Atlântica	Latossolo	100	15	150,40	167,10

Ainda que a conversão de sistema de PC para PD forneça benefícios inegáveis ao solo, existem questionamentos a respeito do potencial desse sistema agrícola em sequestrar C. Alguns autores ilustram que o aumento nos estoques de COS sob PD se concentram majoritariamente nas camadas superficiais do solo, quando profundidades maiores são consideradas os, ganhos são mínimos ou não diferem dos encontrados sob PC (LUO et al., 2010; POWLSON et al., 2014). Nesse estudo, o resultados para os diferentes perfis do solo (Fig. 6), mostraram que nas profundidades de 0-30, 0-50 cm houve aumento significativo nos estoques de COS em relação ao PC, indicando que a adoção do PD eleva os níveis de C do solo não somente nas camadas superficiais, mas também nas mais profundas. Algo que também tem sido evidenciado em outros trabalhos sobre a dinâmica do C em profundidade. Boddey et al. (2010), por exemplo, concluíram que em áreas de Latossolo sob PD o acúmulo de COS nos primeiros 100 cm de profundidade foram 59% maior do que na camada de 0-30 cm. Já Shi et al. (2013) observaram que as camadas abaixo de 20 cm contribuíram entre 28,4 e 46,6% com o total de COS num perfil de até 100 cm após arborização de solos agrícolas.

4.2.2 Pastagem para plantio direto

Quando a pastagem foi substituída por sistema de PD, os fatores de mudança de manejo derivados para os períodos de 5, 10, 15 e 20 anos de uso da terra na camada de 0-30 cm foram $0,99 \pm 0,10$, $1,04 \pm 0,08$, $1,10 \pm 0,11$ e $1,16 \pm 0,16$ (Figura 9), respectivamente, o que significa perda de 1% e ganhos de 4, 10 e 16% em relação ao estoques de COS sob PA. Adicionalmente, 53% da variáveis respostas (Figura 10) foram >1 , indicando que a adoção desse sistema agrícola resultou em aumento dos estoques de COS na maioria dos casos observados.

Esses resultados estão consistentes com os estimados por Maia et al. (2013), que ao avaliar a conversão de pastagem tradicionais para sistema de PD constataram aumento de 9% após 20 anos de uso da terra. Frazão et al. (2007), também observaram ganhos expressivos de COS após converter áreas de pastagem para PD em solo arenoso na região do Cerrado. Contudo, Carvalho et al. (2010a) não identificaram ganhos após a introdução de PD em áreas de pastagens. Segundo os autores, após 6 anos de conversão os estoques de COS sofreram perdas anuais de $1,31 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Os feitos positivos do PD sobre os estoques de COS nesse estudo, pode ser atribuído ao aporte constante de resíduos vegetais de diferentes qualidades (GUARESCHI et al., 2012) e a grande quantidade de fertilizantes utilizadas durante o cultivo (SIQUEIRA NETO et al., 2010), o que torna o solo mais produtivo. Já as áreas de pastagem, quando não manejadas corretamente, apresentam baixas produtividades de biomassa, sobretudo em função do pastejo intensivo, resultando assim em aporte menor de C no solo.

Figura 9: Fatores de mudança dos estoques de COS estimados para a conversão de Pastagem para PD.

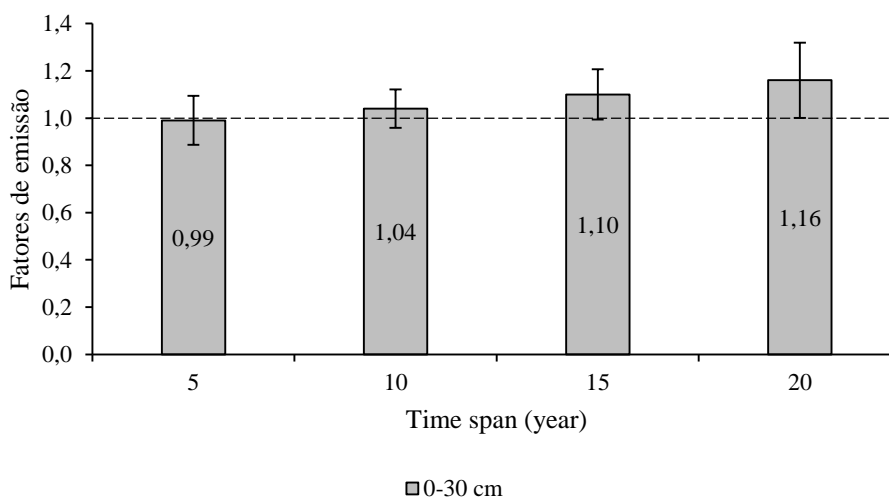


Figura 10: Variáveis respostas (razão entre os estoques de COS sob plantio direto e pastagem) das observações individuais: n=17.

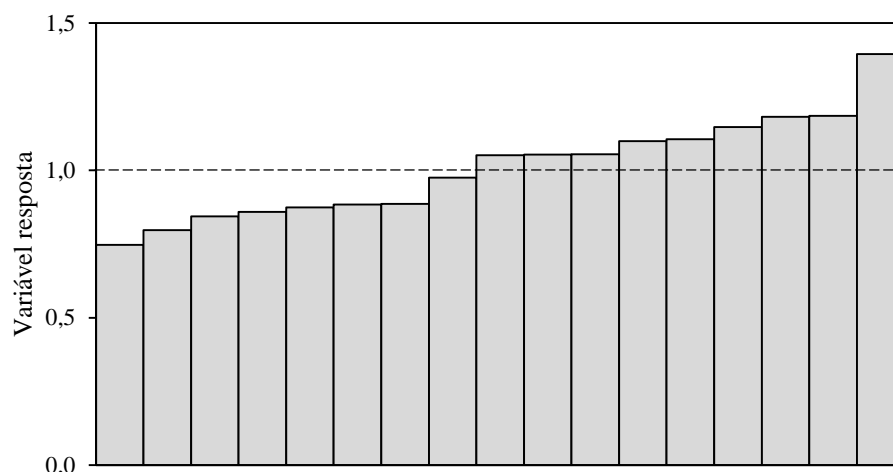


Tabela 4. Estudos utilizados para avaliar a conversão de Pastagem para Plantio Direto (PD).

Estudo	Localização	Bioma	Tipo de solo	Camada (cm)	Tempo de conversão	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)	
						Pastagem	PD
GUARESCHI et al., (2012)	Montividiu, GO	Cerrado	Latossolo	20	3	28,27	29,72
CARNEIRO et al., (2009)	Mineiros, GO	Cerrado	Neossolo	10	3	16,64	14,72
				10	3	16,64	13,26
FRAZÃO, (2007)	Comodoro, MT	Cerrado	Neossolo	30	5	15,83	18,75
MAIA et al., (2009)	Água Boa, MT	Cerrado	Latossolo	30	18	33,60	39,70
MAIA et al., (2009)	Itauba, MT	Amazônia	Latossolo	30	7	56,40	47,60
MAIA et al., (2009)	Itiquira, MT	Cerrado	Latossolo	30	17	75,70	73,80
MAIA et al., (2009)	Ribeirão Cascalheiras	Amazônia	Latossolo	30	5	35,20	31,20
				30	5	29,30	32,20
				30	6	55,20	63,30
MAIA et al., (2009)	Sorriso	Amazônia	Latossolo	30	15	55,20	58,20
				30	20	55,20	61,00
				10	3	18,70	19,70
PINHEIRO et al. (2015)	Paty do Alferes, RJ	M. Atlântica	Latossolo	10	6	20,50	17,60
				30	2	65,80	49,20
CARVALHO et al. (2010)	Chupinguaia, RO	Amazônia	Latossolo	30	6	61,20	53,50
				30	12	27,40	38,20
MAIA et al. (2009, 2010)	Pimenteiras do Oeste, RO	Amazônia	Latossolo	30	12	27,40	38,20

5 CONCLUSÕES

Os dados gerados por esse estudo demonstram que a conversão direta da vegetação nativa para sistemas agrícolas tende a provocar reduções progressivas dos estoques de COS ao longo do tempo e também em diferentes profundidades do solo. No entanto, os impactos são maiores em áreas sob PC cujas perdas médias estimadas para o Brasil foram de 14 e 9% (0-30, 0-50 cm), seguido pelo PD com declínio de 4% (0-30 cm) após o período de 20 anos de uso da terra.

Entre os biomas avaliados, a Caatinga se mostrou mais susceptível aos efeitos negativos do PC sobre os estoques de COS apresentando reduções de 17, 13 e 4% nas respectivas camadas de 0-30, 0-50 e 0-100 cm, o qual conclui-se que seja devido à combinação entre as condições climáticas adversas e os sistemas de manejo do solo ineficientes presentes nessa região. Quanto ao Cerrado, a conversão de VN para PC e de VN para PD reduziram os estoques de COS em proporções semelhantes com declínio de 10 e 8%, respectivamente, na camada de 0-30 cm, evidenciado que a manutenção dos ecossistemas naturais deve ser a primeira prioridade para evitar possíveis perdas de COS e consequentes emissões de GEE para a atmosfera.

Por fim, os resultados dessa pesquisa indicam que a adoção do plantio direto em áreas previamente manejadas por sistemas de plantio convencional e por pastagem, é uma alternativa viável para promover o sequestro de carbono em solos agrícolas brasileiros. A conversão de PC para PD, especificamente, resultou em aumento dos estoques de COS não apenas nas camadas superficiais do solo, mas também em perfis mais profundos, proporcionando ganhos médios de 9 e 11% (0-30, 0-50 cm) nas estimativas feitas para o Brasil; de 20 e 25% (0-30 e 0-50 cm) para o bioma Cerrado e de 13, 14 e 12% (0-30, 0-50 e 0-100 cm) para o bioma Mata Atlântica, após 20 anos de uso da terra. Esses resultados certamente confirma o potencial do PD como uma das estratégias em direção à produção agrícola sustentável no sentido de tornar a agricultura mais resiliente às mudanças climáticas e ao mesmo tempo contribuir para a mitigação de GEE.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALIDOUST, E.; AFYUNI, M.; HAJABBASI, M. A.; MOSADDEGHI M. R. Soil carbon sequestration potential as affected by physical and climatic factors under different land uses in a semiarid region. **Catena**, v. 171, p. 62-71, 2018.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S. A.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO, E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 254, p. 26-34, 2018.

ARAÚJO, E.A.; 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, F.S.; LEITE, L.F.C.; SOUZA, Z.M.; TORRES, J.L.R.; COSTA, A.S.H.B.; FERREIRA, A.H.C. Fertility and total organic carbon in Oxisol under diferente management systems in savannah of Piauí, Brazil. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v.20, p.165-172, 2017.

ARMENTERAS, D.; MURCIA, U.; GONZÁLEZ, T. M.; BARÓN, O. J.; ARIAS, J. E. Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. **Global Ecology and Conservation**, v. 17, 2019.

ASSIS, C.P.; JUCKSCH, I.; MENDONÇA, E.S.; NEVES, J.C.L. Carbono e nitrogênio em agregados de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, n.10, p.1541-1550, 2006.

BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Change in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a Review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 137, p. 47-58, 2010.

BAYER, C.; DICK, D.P.; RIBEIRO, G.M.; SCHEUERMANN, K.K. Estoques de carbono em frações da matéria orgânica afetados pelo uso e manejo do solo, com ênfase ao plantio direto. **Ciência Rural**, v.32, n.3, p.401-406, 2002.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v.86, n.2, p.237-245, 2006.

BERNARDI, A.C.C.; MACHADO, P.L.O.A.; MADARI, B.E.; TAVARES, S. R. L.; CAMPOS, D. V.B.; CRISÓSTOMO, L.A. Carbon and nitrogen stocks of an Arenosol under irrigated fruit orchards in Semiarid Brazil. **Scientia Agricola**, v.64, n.2, p.169-175, 2007.

BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; CONCEIÇÃO, P.C.; ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H.P.; DENARDIN, J.E.; AITA, C.; BUSARI, M. A.; KUKAL, S. S.; KAUR, A.; BHATT, R.; DULAZI, A. A. Conservation tillage impacts on soil, crop and environment. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 119-129, 2010.

BOY, J.; STREY, S.; SCHONENBERG, R.; STREY, R.; WEBER-SANTOS, O.; NENDEL, C.; KLINGLER, M.; SCHUMANN, C.; HARTBERGER, K.; GUGGENBERGER, G. Seeing the forest not for the carbon: why concentrating on land-use-induced carbon stock changes of soils in Brazil can be climate-unfriendly. **Regional Environmental Change**, v.18, p.63-75, 2018.

BUSARI, M. A.; KUKAL, S. S.; KAUR, A.; BHATT, R.; DULAZI, A. A. Conservation tillage impacts on soil, crop and environment. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, p. 119-129, 2015.

BRASIL - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2015. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatório de Referência "Emissões no Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas". Brasília: MCT, 2015. pp. 343.

BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; FRANCHINI, J. C.; FERREIRA, A. O.; HARTMAN, D. C.; SCHIMIGUEL, R.; BRESSAN P. T.; INAGAKI, T. M.; ROMANIW, J.; GONÇALVES, D. R. P. How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils? **Catena**, v. 163, p. 13-23, 2018.

BRUUN, T. B.; ELBERLING, B.; DE NEERGAARD, A.; MAGID, J. Organic carbon dynamics in different soil types after conversion of forest to agriculture. **Land Degradation & Development**, v. 26, p. 272-283, 2015.

CAMPOS, B.H.C.; AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; NICOLOSO, R.S., FIORIN, J.E. Carbon stock and its compartments in a subtropical Oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.805-817, 2011.

CAMPOS, L.P.; LEITE, L.F.C.; MACIEL, G.A.; BRASIL, E.L.; IWATA, B.F. Stocks and fractions of organic carbon in an Oxisol under different management systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, n. 3, p.304-312, 2013.

CARDOSO, J.A.F.; LIMA, A.M.N.; CUNHA, T.J.F.; RODRIGUES, M.S.; HERNANI, L.C.; AMARAL, A.J.; OLIVEIRA NETO, M.B. Organic matter fractions in a Quartzipsamment under cultivation of irrigated mango in the lower São Francisco valley region, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.4, p.1068-1078, 2015.

CARNEIRO, M.A.C.; SOUZA, E.D.; REIS, E.F.; PEREIRA, H.S.; AZEVEDO, W.R. Propriedades físicas, químicas e biológicas do solo de Cerrado sob diferentes sistemas de uso e preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.147-157, 2009.

CARVALHO, J.L.N. **Conversão do Cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seus impactos no solo e no ambiente**. In: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba - SP, Brasil (Dissertação), 2006.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PÍCCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-west Amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, v.66, n.2, p.233-241, 2009a.

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, n.2, p.342-349, 2009b.

CARVALHO, P.C.F.; BATELLO, C. Access to land, livestock production and ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: The natural grasslands dilemma. **Livestock Science**, v.120, p.158-162, 2009.

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 & Tillage Research**, v.110, p.175-186, 2010a.

CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R.; CERRI, C.E.P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.34, p.277-289, 2010b.

CARVALHO, A.M.; MARCHÃO, R.L.; SOUZA, K.W.; BUSTAMANTE, M.M.C. Soil fertility status, carbon and nitrogen stocks under cover crops and tillage regimes. **Revista Ciência Agrônômica**, v.45, n.5 (Especial), p.914-921, 2014.

CARVALHO, J.L.N.; RAUCCI, G.S.; FRAZÃO, L.A.; CERRI, C.E.P.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.183, p.167-175, 2014.

CASÃO JÚNIOR, R.; ARAÚJO, A. G.; LLANILLO, R. F. No-tillage agriculture in Southern Brazil: Factors that facilitated the evolution of the system and the development of the mechanization of conservation farming. Disponível em: <http://www.fao.org/3/ap289e/ap289e00.pdf>. Acesso em 01 de abril de 2019.

CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; MELILLOS, J. M. CERRI, C. C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, v. 10, p. 815-832, 2004.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v.66, n.6, p.831-843, 2009.

CERRI, C. C.; MOREIRA, C. S.; ALVES, P. A.; TOLEDO, F. H. R. B.; CASTIGIONI, B. A.; RODRIGUES, G. A. A.; CERRI, D. G. P.; CERRI, C. E. P.; TEIXEIRA, A. A.; CANDIANO, C. A. C.; REIS, M. R.; D'ALESSANDRO, S. C.; TURELLO, L. Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança no uso da terra em áreas de cultivo de café em Minas Gerais. **Coffee Science**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 30-41, 2017.

CONCEIÇÃO, M. C. G.; MATOS, E. S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R. A. R.; CORDEIRO, R. C. Changes in soil carbon stocks under integrated crop-livestock-forest system on the Brazilian Amazon Region. **Agricultural Sciences**, v. 8, p. 904-913, 2017.

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.; DOUSETS, J. M.; SIQUEIRA NETO, M. Soil carbon storage potential of direct seeding mulch-based cropping systems in the Cerrado of Brazil. **Global Change Biology**, v. 12, p. 1773-1787, 2006.

- CORBEELS, M.; MARCHÃO, R. L.; SIQUEIRA NETO, M.; FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. Evidence of limited carbon sequestration in soil under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, 6, 21450; doi: 10.1038/srep21450, 2016.
- CORBEELS, M.; CARDINAE, R.; NAUDIN, K.; GUILBERT, H.; TORQUEBIAU, E. The 4 per 1000 goals and soil carbon storage under agroforestry and conservation agriculture systems in sub-Saharan Africa. **Soil & Tillage Research**, v. 188, p. 16-26, 2019.
- CORSI, S., FRIEDRICH, T., KASSAM, A., PISANTE, M. & DE MORAES SÀ, J. Soil organic carbon accumulation and greenhouse gas emission reductions from conservation agriculture: A literature review (FAO, 2012).
- CORRÊA, R.M.; FREIRE, M.B.G.S.; FERREIRA, R.L.C.; FREIRE, F.J.; PESSOA, L.G.M.; MIRANDA, M.A.; MELO, D.V.M. Atributos químicos de solos sob diferentes usos em perímetro irrigado no semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.2, p.305-314, 2009.
- COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PÍCCOLO, M.C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C.; SCOPEL, E.; LAL, R. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. **Soil & Tillage Research**, v.134, p.207-212, 2013.
- COUTINHO, R.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M.; ALVES, B.J.R.; TORRES, A.Q.A.; JANTALIA, C.P. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, n.2, p.195-203, 2010.
- CRUZ, A.C.R.; PAULETTO, E.A.; FLORES, C.A.; SILVA, J.B. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.1105-1112, 2003.
- CUNHA, G.M.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; VELLOSO, A.C.X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1175-1185, 2009.
- D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; GUILHERME, L.R.G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.2, p.179-186, 2004.
- DENG, L.; WANG, K.; TANG, Z.; SHANGGUAN, Z. Soil organic carbon dynamics following natural vegetation restoration: Evidence from stable carbon isotopes ($\delta^{13}\text{C}$). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 235-244, 2016.
- DERPSCH, R., FRIEDRICH, T.; KASSAM, A., HONGWEN, LI. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. **Int. J. Agric. & Biol. Eng.**, v. 3, n. 1, p. 1-25, 2010.
- DIAS, F. P. M.; HÜBNER, R.; NUNES, F. J.; LEANDRO, W. M.; XAVIER, A. S. Effects of land-use change on chemical attributes of a Ferralsol in Brazilian Cerrado. **Catena**, v. 177, p. 180-188, 2019.

- 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.
- DIMASSI, B.; GUENET, B.; SABY, N. P. A.; MUNOZ, F.; BARDY, M.; MILLET, F.; MATIN, M. P. The impacts of CENTURY model initialization scenarios on soil organic carbon dynamics simulation in French long-term experiments. **Geoderma**, v. 311, p. 25-36, 2018.
- ECHER, R.; CRUZ, J.A.W.; ESTRELA, C.C.; MOREIRA, M.; GRAVATO, F. Usos da terra e ameaças para a conservação da biodiversidade no bioma Pampa, Rio Grande do Sul. **Revista Thema**, v.12, n.2, p.4-13, 2015.
- FERREIRA, E.A.B.; BUSTAMANTE, M.M.C.; RESCK, D.V.S.; FIGUEIREDO, C.C.; PINTO, A.S.; MALAQUIAS, J.V. Carbon stocks in compartments of soil organic matter 31 years after substitution of native Cerrado vegetation by agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.40, p.1-15, 2016.
- FEREZ, A. P. C.; CAMPOE, O. C.; MENDES, J. C. T.; STAPE, J. L. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forest in Brazil. **Forest Ecology and management**, v. 350, 40-45, 2015.
- FIGUEIREDO, C.C.; OLIVEIRA, A.D.; SANTOS, I.L.; FERREIRA, E.A.B.; MALAQUIAS, J.V.; SÁ, M.A.C.; CARVALHO, A.M.; SANTOS JR., J.D.G. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v.618, p.1572-1582, 2018.
- FRAGA, V.S.; SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in Tropical semi-arid soils under Subsistence farming. **Soil Science Society of America Journal**, v.68, p.215-224, 2004.
- FRAZÃO, L.A. **Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo**. In: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba - SP, Brasil (Tese), 2007.
- FREITAS, P.L.; BLANCANEUX, P.; AVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M.-C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.1, p.157-170, 2000.
- FREITAS, P. L.; LANDERS, J. N. The transformation of agriculture in Brazil through development and adoption of Zero Tillage Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 1, p. 35-46, 2014.
- FUJISAKI, K.; PERRIN, A. S.; DESJARDINS, T.; BERNOUX, M.; BALBINO, L. C.; BROSSARD, M. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. **Global Change Biology**, v. 21, p. 2773-2786, 2015.
- GERAEI, D. S.; HOJATI, S.; LANDI, A.; CANO, A. F.; Total and labile forms of soil organic carbon as affected by land use change in southwestern Iran. **Geoderma Regional**, v. 7, p. 29-37, 2016.

GIACOMINI, S.J.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v.16, p.784-795, 2009.

GIONGO, V.; GALVÃO, S.R.S.; MENDES, A.M.S.; GAVA, C.A.T.; CUNHA, T.J.F. Soil organic carbon in the Brazilian Semi-arid tropics. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, v.5 n.1, p.12-20. 2011.

GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, 2018.

GONZAGA, G.B.M. **Dinâmica da matéria orgânica do solo, estoques de carbono e susceptibilidade ao aumento da temperatura no semiárido de Alagoas**. In: Universidade Federal de Alagoas. Rio Largo - AL, Brasil (Tese), 2017.

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.

GUARESCHI, R.F.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.909-920, 2012.

GUBIANI, E. **Estoque de carbono e nitrogênio em solo sob sistemas de manejo e culturas de inverno**. In: Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria - RS, Brasil (Dissertação), 2015.

GUO, J.; WANG, B.; WANG, G.; WU, Y.; CAO, F. Vertical and seasonal variation of soil carbon pools in ginkgo agroforestry systems in eastern China. **Catena**, v. 171, p. 450-459, 2018.

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

HICKMANN, C.; COSTA, L.M. Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.10, p.1055-1061, 2012.

HORTA, M. C.; GUIMARÃES, M. F.; ARRAES-SANTOS, A. I.; ARAUJO, A. C.; DUBEY, J. P.; LABRUNA, M. B.; GENNARI, S. M.; PENA, H. F. J. Detection of anti-taxoplasma gondii antibodies in small wild mammals from preserved and no-preserved areas in the Caatinga biome, a semi-arid region of Northeast Brazil. **Veterinary Parasitology: Regional Studies and Reports**, v. 14, p. 75-78, 2018.

HUGHES, R. F.; KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L. Fire in the Brazilian Amazon. **Oecologia**, v. 124, p. 574-588, 2000.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **INPE estima 6.624 km² de desmatamento por corte raso na Amazônia em 2017**. Disponível em:

<http://www.obt.inpe.br/OBT/noticias/INPE-estima-desmatamento-por-corte-raso-na-Amazonia-em-2017>. Acesso em: 26 de set. de 2018.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., (ED.). HAYAMA: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.

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 & Tillage Research**, v.95, p.97-109, 2007.

JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, v. 10, p. 423-436, 2000.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado Brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, 2005.

KUNDE, R.J. **Qualidade do solo em sistemas de integração lavoura- pecuária no bioma Pampa**. In: Universidade Federal de Pelotas. Pelotas - RS, Brasil (Tese), 2016.

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

LAL, R.; NEGASSA, W.; LORENZ, K. **Carbon sequestration in soil**. **Environmental Sustainability**, v. 15, p. 78-96, 2015.

LAL, R. Beyond COP21: Potential and challenges of “4 per thousand” initiative. **Journal of soil and water conservation**, v. 71, p. 20A-25A, 2016.

LAL, R. A holistic perspective of factors affecting soil carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 3285–3301, 2018.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 27-35, 2014.

LEITE, L.F.C.; CARDOSO, M.J.; COSTA, D.B.; FREITAS, R.C.A.; RIBEIRO, V.Q.; GALVÃO, S.R.S. Estoques de C e de N e produtividade do milho sob sistemas de preparo e adubação nitrogenada em um Latossolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Ciência Rural**, v.39, n.9, p.2460-2466, 2009.

LEITE, L.F.C.; GALVÃO, S.R.S.; HOLANDA NETO, M.R.; ARAÚJO, F.S.; IWATA, B.F. Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no Cerrado do Piauí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.12, p.1273-1280, 2010.

LENG, G. Keeping global warming within 1.5 °C reduces future risk of yield loss in United States: A probabilistic modelling approach. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 52-59, 2018.

- LIMA, S.S.; LEITE, L.F.C.; OLIVEIRA, F.C.; COSTA, D.B. Atributos químicos e estoques de carbono e nitrogênio em Argissolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agroflorestais e agricultura de corte e queima no norte do Piauí. **Revista Árvore**, v.35, n.1, p.51-60, 2011.
- LIU, Z.; SHAO, M.; WANG, Y. Effect of environment factors on regional soils carbon stocks across the Loess Plateau region, China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 142, p. 184-194, 2011).
- LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; PERIN, A.; BEUTLER, S.J.; ANJOS, L.H.C. Oxidizable carbon and humic substances in rotation systems with brachiaria/livestock and pearl millet/no livestock in the Brazilian Cerrado. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v.11, n.1, p.217-231, 2013.
- LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; COSTA, E.M.; BEUTLER, S.J.; PICCOLO, M.C. Soil fertility, humic fractions and natural abundance of ^{13}C and ^{15}N . **IDESIA**, v.34, n.1, p.27-38, 2016.
- LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O. J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soil? A meta-analysis of paired experiments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, p. 224-231, 2010.
- MAIA, S.M.F.; XAVIER, F.A.S.; OLIVEIRA, T.S.; MENDONÇA, E.S.; ARAÚJO FILHO, J.A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**, v.71, n.2, p.127-138, 2007.
- MAIA, S. M. F. **Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da terra em Rondônia e Mato Grosso**. In: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba - SP, Brasil (Tese), 2008.
- MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v.149 n.2, p.84-91, 2009.
- 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 Research**, v.106, n.2, p.177-184, 2010.
- MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; LAL, R.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage**, v. 133, p. 75-84, 2013.
- MAPBIOMAS. Disponível em: <http://mapbiomas.org/map#coverage>. Acesso em: novembro de 2018.
- 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 & Tillage Research**, v.103, p.442-450, 2009.
- MASCARENHAS, A.R.P.; SCCOTI, M.S.V.; MELO, R.R.; CORRÊA, F.; LUÍZ, O.; SOUZA, E.F.M.; ANDRADE, R.A.; BERGAMIN A.C.; MULLER, M.W. Atributos físicos e estoques de carbono do solo sob diferentes usos da terra em Rondônia, Amazônia Sul-Occidental. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.37, n.89, p.19-27, 2017.

MATOSO, S.C.G.; SILVA, A.N.; FIORELLI-PEREIRA, E.C.; COLLETA, Q.P.; MAIA, E. Frações de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes usos na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v.42, n.2, p.231-240, 2012.

MEDEIROS, A.S. **Fatores de mudança nos estoques de carbono do solo devido ao uso da terra no semiárido brasileiro**. In: Universidade Federal de Alagoas. Rio Largo - AL, Brasil (Tese), 2019.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Pampa. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/pampa.html>. Acesso em 17 de set. de 2018.

MIRANDA, E.; CARMO, J.; COUTO, E.; CAMARGO, P. Long-term changes in soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado under commercial soybean. **Land Degradation & Development**. V. 27, p. 1586-1594, 2016.

MISHRA, U.; TORN, M. S.; MASANET, E.; OGLE, S. M. Improving regional soil carbon inventories: Combining the IPCC carbon inventory method with regression kriging. **Geoderma**, v. 189-190, p. 288-295, 2012

MORAIS, J. F. L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, p. 63-81, 1996.

MORAIS, Y. C. B.; ARAÚJO, M. S. B. M.; GALVÍNCIO, J. D.; MIRANDA, R. Q. Análise de sequestro de carbono em áreas de Caatinga do semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 4, p. 585-599, 2017.

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

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBER, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z. S.; CHENG, K.; DAS, B. S.; FILD, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; MULDER, V. L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C. C.; VAGEN, T. G.; WESEMAEL, B. V.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v. 292, p. 59-86, 2017.

MMA, 2015. Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: Projeto Terra Class Cerrado. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/Cerrado/publicacoes/Livro%20EMBRAPA-WEB-1-TerraClass%20Cerrado.pdf>. Acessado em: 11 abril de 2019.

NASCIMENTO, P.C.; BAYER, C.; SILVA NETTO, L.F.; VIAN, A.C.; VIEIRO, F.; MACEDO, V.R.M.; MARCOLIN, É. Sistemas de manejo e a matéria orgânica de solo de

várzea com cultivo de arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1821-1827, 2009.

NOGUEIRA, R.S. **Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvisolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral - CE**. In: Universidade Federal do Ceará. Fortaleza - CE, Brasil (Dissertação), 2009.

NOURI, A.; LEE, J.; YIN, X.; TYLER, D. D.; SAXTON, A. M. Thirty-four years of no-tillage and cover crops improve soil quality and increase cotton yield in Alfisols, Southeastern USA. **Geoderma**, v. 337, p. 998-1008, 2019.

NUNES, L.A.P.L.; ARAÚJO FILHO, J.A.; MENEZES, R.I.Q. Impacto da queima e do pousio sobre a qualidade de um solo sob Caatinga no semiárido nordestino. **Caatinga**, v.19, n.2, p.200-208, 2006.

OGLE, S.M.; CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K., Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, v.33, n.4, p.474-484, 2004.

OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. **Biogeochemistry**, v. 72, p. 87-121, 2005.

OGLE, S. M.; PAUSTIAN, K.; Soil organic carbon as an indicator of environmental quality at the national scale: Inventory monitoring methods and policy relevance. **Canadian Journal of Soil Science**, p. 532-540, 2005.

OGLE, S. M.; BREIDT, J.; EASTER, M.; WILLIAMS, S.; KILLIAN, K.; PAUSTIAN, K. Scale and uncertainty in modelled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-base model. **Global Change Biology**, v. 16, p. 810-822, 2010.

OGLE, S. M.; OLANDER, L.; WOLLENBERG, L.; ROSENSTOCK, T.; TUBIELLO, F.; PAUSTIAN, K.; BUENDIA, L.; NIHART, A.; SMITH, P. Reducing greenhouse gas emissions and adapting agricultural management for climate change in developing countries: providing the bases for action. **Global Change Biology**, v. 20, p. 1-6, 2014.

OLIVEIRA, S.P.; LACERDA, N.B.; BLUM, S.C.; ESCOBAR, M.E.O.; OLIVEIRA, T.S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of Northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v.26, p.9-21, 2015.

OLIVEIRA, S.P.; LACERDA, N.B.; BLUM, S.C.; ESCOBAR, M.E.O.; OLIVEIRA, T.S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of Northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**, v.26, p.9-21, 2015.

OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; DAVIES, C. A.; CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in South-central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environments**, v. 228, p. 38-48, 2016.

OLIVEIRA, D. C. **Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil**. In: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba - SP, Brasil (Tese), 2018.

OLIVEIRA, J. M.; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. T. M.; ASSIS, P. C. R.; SILVEIRA, A. L. R.; LIMA, M. L.; WRUCK, F. J.; MEDEIROS, J. C.; MACHADO, P. L. O. A. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the Southern Amazon of Brazil. **Regional Environment Change**, v. 18, p. 105-116, 2018.

PACHECO, L. P.; MIGUEL, A. S. D. C. S.; SILVA, R. G.; SOUZA, E. D. S.; PETTER, F. A.; KAPPES, C. Biomass yield in production systems of soybean sown in succession to annual crops and cover crops. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 52, n. 8, p. 582-591, 2017.

PAUSTIAN, K.; LENMANN J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, P.; SMITH P. Climate-smart soils. **Nature**, v. 532, 2016.

PAVINATO, A. **Carbono e nutrientes no solo e a sustentabilidade do sistema soja-algodão no Cerrado brasileiro**. In: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS, Brasil (Tese), 2009.

PETTER, F. A.; LIMA, L. B.; MORAIS, L. A.; TAVANTI, R. F. R.; NUNES, M. C.; FREDDI, O. S. Carbon stocks in oxisols under agriculture and forest in Southern Amazon of Brazil. **Geoderma Regional**, 11, p. 53-61, 2017.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. Mixed-effects models in S and S-Plus. New York: Springer, 2000. 528p.

PINHEIRO, É.F.M.; CAMPOS, D.V.B.; BALIEIRO, F.C.; ANJOS, L.H.C.; PEREIRA, M.G. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. **Agricultural Systems**, v.132, p.35–39, 2015.

PILLON, C.N.; SANTOS, D.C.; LIMA, C.L.R.; ANTUNES, L.O. Carbono e nitrogênio de um Argissolo Vermelho sob floresta, pastagem e mata nativa. **Ciência Rural**, v.41, n.3, p.447-453, 2011.

PITTELKOW, C. M.; LINQUIST, B. A.; LUNDY, M. E.; LIANG, X.; VAN GROENIGEN, K. J.; LEE, J.; VAN GESTEL, N.; SIX, J.; VENTEREA, R. T.; VAN KESSEL, C. When does no-till yield more? A global meta-analysis. **Field Crops Research**, v. 183, p. 156-168, 2015.

POEPLAU, C.; DON, A.; VESTERDAL, L.; LEIFELD, J.; VAN WEMAELS, B.; SCHUMACHER, J.; GENSIOR, A. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. **Global Change Biology**, v. 17, p. 2415-2427, 2017.

POWLSON, D. S.; STIRLING, C. M.; JAT, M. L.; GERARD, B. G.; PALM, C. A.; SANCHEZ, P. A.; CASSMAN, K. G. Limited potential of no-tillage agriculture for climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 678-683, 2014.

RAMALHO-FILHO, A.; FREITAS, P. L.; CLAESSEN, M. E. C. Land degradation and the zero-tillage system in Brazil. **Advances in GeoEcology**, v. 40, p. 311-324, 2009.

REICOSKY, D. C. Long-term effect of moldboard plowing on tillage-induced CO₂ loss. CRC Press LLC, 2002.

- REIS, C. E.S.; DICK, D.P.; CALDAS, J.S.; BAYER, C. Carbon sequestration in clay and silt fractions of Brazilian soils under conventional and no-tillage systems. **Scientia Agricola**, v.71, n.4, p.292-301, 2014.
- RITTL, T. F.; OLIVEIRA, D.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. **Geoderma Regional**, v. 10, p. 138-143, 2017.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J.; VASCONCELLOS, C.A.. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the ¹³C/¹²C isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. **Geoderma**, v. 104, p. 185–202, 2001.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v.70, p.107–119, 2003.
- ROSSET, J.S.; LANA, M.C.; PEREIRA, M.G.; SCHIAVO, J.A.; RAMPIM, L.; SARTO, M.V.M.; SEIDEL, E.P. Estoque de carbono, propriedades químicas e físicas do solo em sistemas de manejo com diferentes tempos de implantação na região Oeste do Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, v.35, n.6, p.3053-3072, 2014.
- ROSSETTI, K.V.; CENTURION, J.F. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo em cronosequência sob diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.3, p.252-258, 2015.
- SALTON, J. C. MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília**, v. 46, n. 10, p. 1349-1356, 2011.
- SAMPAIO, E.; GASSON, P.; BARACAT, A.; CUTLER, D.; PAREYN, F.; LIMA, K. C. Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1135-1140, 2010.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; COSTA, T.L. Estoques e fluxos de carbono no semi-árido nordestino: estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, p.1275-1291, 2011.
- SANDERMAN, J.; BALDOCK, J. A. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. **Environmental Research Letters**, v. 5, 2010.
- SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G. J. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. **PNAS**, v. 114, n. 36, p. 9575-9580, 2017.
- SANTANA, M.S. **Estoques de carbono e nitrogênio em solos do sertão pernambucano sob diferentes usos**. In: Universidade Federal de Pernambuco. Recife - PE, Brasil (Dissertação), 2015.
- SÁ, J.C.M.; SÉGUY, L.; TIVET, F.; LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKI, P.R.; BRIEDIS, C.; SANTOS, J.B.; HARTMAN, D.C.; BERTOLONI, C.G.; ROSA, J.; FRIEDRICH, T. Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in Oxisols of subtropical and tropical agro-ecoregions in Brazil. **Land Degradation & Development**, v.26, n.6, p.531-543, 2013.
- SANO, E. E.; RODRIGUES, A. A.; MARTINS, E. S.; BETTIOL, G. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; BEZERRA, A. S.; COUTO JÚNIOR, A. F.; VASCONCELOS, V.; SCHÜLER, J.;

- BOLFE, E. L. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818-828, 2019.
- SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, p. 49-56, 2011.
- SCHERER, L. A.; VERBURG, P. H.; SCHULP, C. J. E. Opportunities for sustainable intensification in European agriculture. **Global Environmental Change**, v. 48, p. 43-55, 2018.
- SEBEN JUNIOR, G.F.; CORÁ, J.E.; LAL, R. The effects of land use and soil management on the physical properties of an Oxisol in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.1245-1255, 2014.
- SHI, S.; ZHANG, W.; ZHANG, P.; YU, Y.; DING, F. A synthesis of change in deep soil organics carbon stores with afforestation of agricultural soil. **Forest Ecology and Management**, v. 296, p. 53-63, 2013.
- SILVA, G.L. **Qualidade física de um Luvissole cultivado com sistemas agroflorestais e convencional no semiárido cearense**. In: Universidade Federal do Ceará. Fortaleza - CE, Brasil (Dissertação), 2008.
- SILVA, E.F.; LOURENTE, E.P.R.; MARCHETTI, M.E.; MERCANTE, F.M.; FERREIRA, A.K.T.; FUJII, G.C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.10, p.1321-1331, 2011.
- SILVA, M. D. Os cultivos florestais do Pampa, no sul do Rio Grande do Sul: desafios, perdas e perspectivas frente ao avanço de novas fronteiras agrícolas. **Florestas**, v. 42, p. 215-226, 2012.
- SILVA, P. F.; LIMA, J. R. S.; ANTONINO, A. C. D.; SOUZA, R.; SOUZA, E. S.; SILVA, J. R. I.; ALVES, E. M. Seasonal patterns of carbon dioxide, water and energy fluxes over the Caatinga and grassland in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 147, p. 71-82, 2017.
- SIQUEIRA NETO, M.; SCOPEL, E.; CORBEELS, M.; CARDOSO, A. N.; DOUZET, J. M.; 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 Research**, v. 110, p. 187-195, 2010.
- Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG). Disponível em: < <http://seeg.eco.br/analise-de-emissoes-de-gee-no-brasil-1970-2016/>>. Acesso em: fevereiro de 2019.
- SMITH, C.K.; OLIVEIRA, F. A.; GHOLZ, H.L.; BAIMA, A. Soil carbon stocks after forest conversion to tree plantations in lowland Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.164, p.257-263, 2002.

- SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLE, B.; SIROTKO, O.; HOWDEN, M.; MACALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. v. 363, p. 789-813, 2008.
- SOUSA, F.P.; FERREIRA, T.O.; MENDONÇA, E.S.; ROMERO, R.E.; OLIVEIRA, J.G.B. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.148, p.11- 21, 2012.
- SOUZA, E.D.; CARNEIRO, M.A.C.; PAULINO, H.B.; RIBEIRO, D.O.; BAYER, C.; ROTTA, L.A. Matéria orgânica e agregação do solo após conversão de “campos de murundus” em sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.51, n.9, p.1194-1202, 2016.
- STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86, p. 19-31, 2007.
- TAVARES, F. M.; SCHULZ, K.; PEREIRA, R. C. A.; CIERJACKS A.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Floristic survey of the Caatinga in areas with different grazing intensities, Pernambuco, Northeast Brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 1, n. 1, p. 43-51, 2016.
- TELLES, T. S.; REYDON, B. P.; MAIA, A. G. Effects of no-tillage on agricultural land values in Brazil. **Land Use Policy**, v. 76, p. 124-129, 2018.
- TIECHER, T.; SANTOS, D.R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil & Tillage Research**, v.124, p.57-67, 2012.
- THOMAZINI, A.; MENDONÇA, E.S.; SOUZA, J. L. CARDOSO, I. M.; GARBIN, M. L. Impact of organic no-till vegetables systems on soil organic matter in the Atlantic Forest biome. **Scientia Horticulturae**, v. 182, p. 145-155, 2015.
- VALMORBIDA, I.; CHERMAN, M. A.; PERINI, C. R.; CAVALIIN, L. A.; GUEDES, J. V. C. Population analysis of white grubs (Coleoptera: Melolonthidae) throughout the Brazilian Pampa. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 62, p. 275-282, 2018.
- VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.213-223, 2011.
- VILLARINO, S. H.; STUDDERT, G. A.; LATERRA, P. Greenhouse gas inventories: Deriving soil organic carbon change factors and assessing soil depth relevance in Argentinean Semiarid Chaco. **Catena**, v. 169, p. 164-174, 2018.
- VITHARANA, U.W.A; MISHRA, U.; MAPA R.B. National soil organic carbono estimates can improve global estimates. **Geoderma**, v. 337, p. 55-64, 2019.
- 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 convencional na Chapada da Ibiapaba - CE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, n.2, p.247-258, 2006.

XIAO, D.; YE, Y.; XIAO, S.; ZHANG, W.; HE, X.; WANG, K. Effects of tillage on CO₂ fluxes in typical karst calcareous soil. **Geoderma**, v. 337, p. 191-201, 2019.

WANDER, A. E.; TOMAZ, G. A.; PINTO, H. E. Uma avaliação informativa do Plano ABC. **Revista de Política Agrícola**, v. 25, n. 3, 2016.

WEN, Y.; LIU, W.; DENG, W.; HE, X.; YU, G. Impact of agricultural fertilization practices on organo-mineral associations in four long-term field experiments: Implications for soil C sequestration. **Science of the Total Environment**, v. 651, p 591-600, 2019.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 84, p. 28-40, 2005.

ZORNOZA, R.; ACOSTA, J. A.; GABARRÓN, M.; GÓMEZ-GARRINDO, M.; SÁNCHEZ-NAVARRO, V.; TERRERO, A.; MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S.; FAZ, A.; PÉREZ-PASTOR, A. Greenhouse gas emissions and soil organic matter dynamics in woody crop orchards with different irrigation regimes. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 1429-1438, 2018.