

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

ANA CAROLINA MARTINS CIDIN

**ESTOQUE DE CARBONO EM SOLOS BRASILEIROS E POTENCIAL
DE CONTRIBUIÇÃO PARA MITIGAÇÃO DE EMISSÕES DE GASES
DE EFEITO ESTUFA**

ARARAS
2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

ANA CAROLINA MARTINS CIDIN

**ESTOQUE DE CARBONO EM SOLOS BRASILEIROS E POTENCIAL
DE CONTRIBUIÇÃO PARA MITIGAÇÃO DE EMISSÕES DE GASES
DE EFEITO ESTUFA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente para a obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente

Orientadora: Prof. Dra. Maria Leonor R. C. Lopes Assad

ARARAS
2016

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar
Processamento Técnico
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C568e Cidin, Ana Carolina Martins
 Estoque de Carbono em solos brasileiros e
potencial de contribuição para mitigação de emissões
de gases de efeito estufa / Ana Carolina Martins
Cidin. -- São Carlos : UFSCar, 2016.
 75 p.

 Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de
São Carlos, 2016.

 1. Banco de dados. 2. Função de pedotransferência.
3. Estimativa de densidade do solo. 4. Uso do solo.
5. Manejo do solo. I. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Agrárias
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Ana Carolina Martins Cidin, realizada em 11/08/2016:

Profa. Dra. Maria Leonor Ribeiro Casimiro Lopes Assad
UFSCar

Profa. Dra. Susian Christian Martins
FGV

Profa. Dra. Raquel Stucchi Boschi
ESALQ-USP

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani
UFSCar

*Aos meus pais Nelson e Mirian, meu irmão
Frederico, Nelsinho e Pedro Paulo e minha filha
Maria Julia, DEDICO.*

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora, Prof^a. Dr^a. Maria Leonor R. C. Lopes Assad, pela orientação, amizade e apoio constante em todas as etapas deste trabalho, sempre com entusiasmo e bom humor. Muito obrigada, Leonor!

A colega Gabriela Pereira da Silva Souza, que ajudou a compor o banco de dados, digitando uma parte dos dados.

A CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

Nos últimos anos, o Brasil tem proposto políticas para diminuir as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Nesse contexto, o objetivo geral deste trabalho foi estimar o estoque de carbono (EC) de diferentes solos brasileiros com diferentes usos agrícolas e propor estratégias que contribuam para mitigação das emissões de GEE. A pesquisa foi desenvolvida em quatro etapas: i) organização de um banco de dados de solos; ii) desenvolvimento de função de pedotransferência (PTF) para a estimativa de densidade do solo (DS) e avaliação do efeito na estimativa de EC; iii) estimativa do EC; e iv) potencial de EC pela agricultura brasileira. Foram levantados dados de 38.456 amostras de solos que, após padronização, constituíram um banco com dados de 10.445 amostras, que corresponderam a 5.823 dados para a camada 0-30 cm. Esses dados recobriram todos os estados brasileiros, todas as classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos e nove tipos de uso do solo: cultura anual em sistema de plantio direto (SPD), cultura anual sem SPD, cultura perene, floresta plantada, integração lavoura-pecuária (ILP), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), pastagem, solo descoberto e vegetação nativa. Como muitas amostras não apresentavam registro de DS, 12 PTF foram desenvolvidas em um subconjunto de 974 amostras do banco de dados, sendo 664 amostras utilizadas para o desenvolvimento das PTFs e 310 utilizadas para teste. O desempenho de cada PTF foi avaliado através do R^2 , e na validação, a acurácia da predição foi medida pela comparação dos valores estimados com os observados, com base no cálculo de erro médio (ME), do erro absoluto médio (MAE) e da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE). Todas as PTFs testadas superestimaram os valores de DS, porém, a PTF5 apresentou o melhor desempenho. A avaliação da estimativa de EC foi feita com 926 amostras da camada 0-30 cm, usando-se dados de DS observados (ECobs), dados de DS estimados a partir da PTF5 (ECest) e dados de DS estimados a partir do modelo nulo (ECnulo), no qual a DS é dada pelo valor médio das DS observadas. Com base no cálculo do ME, da MAE, da RMSE e da comparação com os valores de ECobs, constatou-se que os valores de ECnulo foram superestimados e dispersos. Concluiu-se nesta etapa que o modelo nulo não era uma alternativa confiável e a PTF5 foi aplicada em 4.540 amostras de camada 0-30 cm com DS faltante. Os valores de DS estimados variaram de 0,10 kg dm⁻³ a 1,92 kg dm⁻³, com média de 1,39 kg dm⁻³ e desvio padrão de 0,19 kg dm⁻³. O coeficiente de variação foi menor que 15%, configurando dados homogêneos. Foi feito o cálculo de EC para 5.823 dados de EC referentes à camada 0-30 cm e esses valores foram agrupados por tipos de uso do solo e por classes de solo. No agrupamento por tipos de uso do solo, os menores valores de EC

foram observados em cultura anual e vegetação nativa ($0,10 \text{ Mg ha}^{-1}$) e os maiores valores máximos foram observados em cultura anual, pastagem e vegetação nativa, com $297,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, $259,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $253,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ respectivamente. No agrupamento por tipos de solo, observou-se que um valor mínimo de $0,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ em um Argissolo enquanto que valores máximos foram observados em um Cambissolo ($297,3 \text{ Mg ha}^{-1}$) e em um Argissolo ($265,8 \text{ Mg ha}^{-1}$). Foram elaborados três cenários para estimar o potencial de aumento de EC, a partir de mudanças nas práticas de manejo e de uso do solo. Em um cenário de adoção de SPD em 18 % das áreas de culturas anuais, o aumento do EC seria de 73,6 Gg. Se 15 milhões de hectares de pastagens degradadas forem recuperados com ILP, em 20% da área, e com ILPF, em 10% da área, o potencial de aumento do EC seria de 88,13 Gg. Esses valores somados representariam 593,6 Gg de CO_2 , que poderiam compensar os 472,1 Gg de CO_2 emitidos pelo setor agropecuário brasileiro em 2010, conforme estimativas do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Conclui-se que: i) na ausência de dados de DS, o uso de uma PTF simples é mais indicado do que o uso do modelo nulo; ii) os erros detectados na estimativa de DS por meio de PTF não se propagam no cálculo de EC; iii) as mudanças propostas compensariam emissões do setor agrícola brasileiro; e iv) as estimativas apresentadas ressaltam o papel do setor agropecuário na mitigação das emissões de GEE.

Palavras-chave: Banco de dados, função de pedotransferência, estimativa de densidade do solo, uso do solo, manejo do solo, estoque de CO_2 .

ABSTRACT

In recent years, Brazil has proposed policies to reduce emissions of greenhouse gases (GEE). In this context, the aim of this study was to estimate the carbon stock (EC) from different Brazilian soils under different agricultural uses and propose strategies that contribute to mitigation of GEE emissions. The research was conducted in four stages: i) organization of a soil database; ii) development of a pedotransfer function (PTF) for the estimation of bulk density (DS) and evaluate the effect on estimate of EC; iii) estimation of the EC; and iv) evaluation of potential EC by Brazilian agriculture. Data from 38.456 soil samples were performed and, after standardization, they formed a database with 10.445 data samples corresponding to 5.823 data for the 0-30 cm layer. These data covered all Brazilian states, all classes of the Brazilian System of Soil Classification and nine types of land use: annual crop in no-tillage system (SPD), annual crop in conventional tillage system, perennial crop, planted forest, integrated crop-livestock (ILP) system, integrated crop-livestock-forest (ILPF) system, pasture, uncovered soil and native vegetation. Many samples had no DS record, then 12 PTF for DS estimation were developed using 974 soil samples. The performance of PTFs was assessed by R^2 , and in the validation, the accuracy of prediction was measured based on the mean error (ME), the mean absolute error (MAE), and the root mean squared error (RMSE). All functions overestimated DS values and one of them (PTF 5) presented the best performance. The evaluation of the estimated EC was made with 926 samples layer 0-30 cm, using observed data DS (ECobs), estimated data DS from the PTF5 (ECest) and estimated data DS from the null model (ECnull), in which the DS was given by the mean value of DS observed. Based on the calculation of ME, MAE, the RMSE and comparison with ECobs values, it was found that the ECnull values were overestimated and dispersed. It was concluded at this stage that the null model was not a reliable alternative and PTF5 was applied in 4.540 samples from 0-30 cm layer with missing DS. The estimated DS values ranged from $0,10 \text{ kg dm}^{-3}$ at $1,92 \text{ kg dm}^{-3}$ with a mean of $1,39 \text{ kg dm}^{-3}$ and standard deviation of $0,19 \text{ kg dm}^{-3}$. The coefficient of variation was less than 15% configuring a homogeneous data. It was made the EC calculation for 5.823 EC data for the layer 0-30 cm and these values were grouped by types of land use and soil types. In grouping by type of land use, the lowest EC values were observed in annual crop and native vegetation ($0,10 \text{ Mg ha}^{-1}$) and the largest maximum values were observed in annual crop, pasture and native vegetation, with $297,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, $259,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ and $253,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ respectively. In grouping by type of soil, it was observed that a minimum value of $0,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ in an Argisol while maxima were observed in

a Cambisol (297,3 Mg ha⁻¹) and an Argisol (265,8 Mg ha⁻¹). Three scenarios were developed to estimate the potential increase of EC, from changes in management practices and land use. In a scenario where 18% of the areas of annual crops adopt SPD, the increase in EC was 73,6 Gg. If 15 million hectares of degraded pastures were recovered with ILP system in 20% of the area, and ILPF system in 10% of the area, the potential for increasing the EC would be 88.13 Gg. These values could represent an addition of 59,6 Gg of CO₂, which could offset the 472,1 Gg CO₂ emitted by the Brazilian agricultural sector in 2010, according to estimates by the Ministry of Science, Technology and Innovation. It concludes that: i) the absence of DS data, using a simple PTF is more appropriate than the use of the null model; ii) the detected errors in the estimation of DS by PTF not propagate the EC calculation; iii) the proposed changes would offset emissions from the Brazilian agricultural sector; and iv) the estimates presented highlight the role of the agricultural sector in mitigating GEE emissions.

Key-words: Database, pedotransfer function, estimate of soil bulk density, land use, soil management, CO₂ stock.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----|
| LISTA DE TABELAS | XI |
| LISTA DE FIGURAS | XII |
| LISTA DE ABREVIACÕES | XIV |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 15 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 17 |
| 2.1 Agricultura no Brasil: produção, impactos e desafios | 17 |
| 2.2 Carbono no ambiente e matéria orgânica no solo | 18 |
| 2.3 Estoque de carbono e uso do solo | 20 |
| 2.4 Aquecimento global e posicionamento brasileiro..... | 23 |
| 2.5 Importância de banco de dados nos estudos de estoque de carbono no solo..... | 25 |
| 2.6 Função de Pedotransferência | 26 |
| 3. METODOLOGIA | 28 |
| 3.1 Banco de dados de solos | 28 |
| 3.2 Desenvolvimento de função de pedotransferência e avaliação do efeito na estimativa de estoque de carbono no solo | 30 |
| 3.3 Avaliação do desempenho de PTF e modelo nulo..... | 32 |
| 3.4 Estimativa de estoque de carbono..... | 32 |
| 3.5 Potencial de estoque de carbono pela agricultura brasileira | 32 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 35 |
| 4.1 Banco de dados de solos | 35 |
| 4.2 Desenvolvimento de função de pedotransferência e avaliação do efeito na estimativa do estoque de carbono..... | 40 |
| 4.3 Estimativa do estoque de carbono | 43 |
| 4.4 Potencial de estoque de carbono na agricultura brasileira | 45 |
| 4.5 Potencial de estoque de carbono pela agricultura brasileira | 50 |
| 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 53 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 55 |
| APÊNDICE..... | 66 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Atributos levantados na literatura e, em negrito, atributos presentes no banco de dados utilizado para estimativa de estoque de carbono em solos brasileiros. | 29 |
| Tabela 2. Estatística descritiva dos dados. | 37 |
| Tabela 3. Funções de pedotransferência (PTFs) desenvolvidas para estimar a DS e seu desempenho avaliado pelo coeficiente de determinação ajustado (R^2). | 40 |
| Tabela 4. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) da densidade do solo (DS) estimada para cada PTF desenvolvida. | 41 |
| Tabela 5. Valores do estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) calculado a partir da densidade do solo observada (Obs) e da densidade do solo estimada a partir das 12 PTFs desenvolvidas. | 42 |
| Tabela 6. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) na estimativa do estoque de carbono em 30 cm de solo obtido com cada uma das doze funções de pedotransferência (PTFs) desenvolvidas. | 43 |
| Tabela 7. Valores de estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$), calculados a partir da densidade solo observada (ECobs), da densidade do solo estimada a partir da PTF5 (ECest) e da densidade do solo calculada a partir do modelo nulo (EC nulo). | 44 |
| Tabela 8. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) na estimativa do estoque de carbono em 30 cm de solo obtido a partir de PTF (EC est) e modelo nulo (EC nulo). | 44 |
| Tabela 9. Estatística descritiva dos valores de estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) em diferentes classes de uso do solo. | 46 |
| Tabela 10. Valores de estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) em diferentes tipos de solo. | 48 |
| Tabela 11. Valores de estoque de carbono ($Mg\ ha^{-1}$) em pastagens sob argissolos e latossolos, separados por regiões geopolíticas. | 49 |
| Tabela 12. Estoque de carbono (EC) e potencial de CO_2 no solo, expressos em 1.000 toneladas ¹ , em áreas de cultura anual considerando um incremento de 18% de adoção de sistema de plantio direto (SPD). | 51 |
| Tabela 13. Estoque de carbono (EC) e potencial de CO_2 , expressos em 1.000 toneladas ¹ , em solos de áreas de pastagens degradadas, considerando 20% da área de pastagens | |

degradadas recuperadas com integração lavoura-pecuária (ILP); e 10%
recuperadas com integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).....51

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Etapas desenvolvidas para estimativa de estoque de carbono em camada 0-30 cm de solos brasileiros..... | 28 |
| Figura 2. Cenários para estimar o potencial de sequestro de C e alteração no EC, a partir de mudanças nas práticas de manejo e de uso do solo. | 33 |
| Figura 3. Distribuição das amostras de solo por regiões (a) e estados (b). | 35 |
| Figura 4. Distribuição das amostras por classes de solo. | 36 |
| Figura 5. Distribuição das amostras por classes de uso do solo..... | 37 |
| Figura 6. Representação da distribuição dos teores de areia, silte e argila (a) e da classe textural (b) das amostras de solo..... | 38 |
| Figura 7. Distribuição dos dados de DS representada em boxplot..... | 39 |
| Figura 8. Distribuição dos dados de C representada em boxplot. | 39 |
| Figura 9. Valores de estoque de carbono (EC, em Mg ha ⁻¹) estimado a partir de PTF (a) e modelo nulo (b) comparado com o observado..... | 45 |

LISTA DE ABREVIACÕES

C – Carbono

CANSIS – *Canadian Soil Information System*

CH₄ – Metano

CO₂ – Dióxido de carbono

DS – Densidade do solo

EC – Estoque de carbono do solo

GEE – Gases de efeito estufa

HYPRES – *Hydraulic Properties of European Soil database*

ILP – Integração lavoura-pecuária

ILPF – Integração lavoura-pecuária-floresta

INDC - *Intended Nationally Determined Contribution*

MAE - *Mean Absolute Error*

ME - *Mean Error*

Mg – Megagrama

MO – Matéria orgânica do solo

N₂O – Ácido nitroso

NASIS – *National Soil Information System*

Pg – Pentagrama

PTF – *Pedotransfer function*

RMSE - *Root Mean Square Error*

SB – Soma de bases

SPD – Sistema plantio direto

USODA – *Unsaturated Soil Hydraulic database*

WISE – *World Inventory of Soil emission*

1. INTRODUÇÃO

As relações da mudança de uso da terra e do manejo do solo na agricultura com o aumento da concentração da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera e com as mudanças climáticas globais têm sido amplamente debatidas em todo o mundo. Os países desenvolvidos são os que mais contribuem para o incremento da emissão de GEE. Atualmente, o Brasil ocupa o sexto lugar no ranking dos países que mais emitem GEE na atmosfera e a maior parte das emissões tem origem na mudança de uso da terra e na atividade agropecuária, que contribuem com cerca de 32% do total.

Há décadas, os desmatamentos da vegetação nativa seguidos de queimadas e o uso progressivo de implementos e insumos agrícolas nos sistemas convencionais de preparo do solo para implantação de culturas têm contribuído para o aumento da emissão de GEE, principalmente o dióxido de carbono (CO₂). Por outro lado, com a adoção de boas práticas, o setor agropecuário brasileiro tem condições de reduzir suas emissões de CO₂ (*pegada de carbono*), como pode tornar-se o principal setor na mitigação dessas emissões.

Dessa forma, políticas públicas brasileiras estabeleceram compromissos de expandir a adoção de tecnologias para diminuir a emissão de GEE na agricultura, além de promover o sequestro de CO₂ na biomassa e no solo. Denominada de “Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura” (Plano ABC), esta política envolve um conjunto de ações que visam promover a ampliação da adoção de algumas tecnologias agropecuárias sustentáveis com alto potencial de mitigação das emissões de GEE (BRASIL, 2014). Estas tecnologias são: recuperação de pastagens degradadas, sistemas integrados de produção (integração lavoura-pecuária (ILP), integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e sistemas agroflorestais (SAF)), sistema plantio direto (SPD), fixação biológica de nitrogênio (FBN), florestas plantadas e tratamento de dejetos animais.

O solo tornou-se uma importante base para pesquisas visando o controle da emissão de CO₂ na atmosfera, pois possui maior capacidade de armazenamento de C, comparado com a vegetação e a atmosfera (IPCC, 2001). Uma estratégia para mitigar os impactos ambientais é reduzir as emissões de carbono (C), além de aumentar o tempo de permanência na matéria orgânica (MO) do solo.

O estoque de carbono orgânico do solo (EC) está relacionado com o modo de uso da terra e das práticas agrícolas adotadas. Desse modo, numa área de vegetação nativa, o

teor de C é estável e pouco varia ao longo do tempo; sistemas conservacionistas de produção agrícola, como plantio direto, reflorestamento e sistemas agroflorestais, tendem a armazenar mais C, pelo grande aporte de material orgânico acumulado na superfície e ainda contribuem positivamente nas características físicas, químicas e biológicas do solo. Por outro lado, quando há cultivo intenso do solo, com sistemas convencionais de preparo, uso intensivo de mecanização e queimadas, o solo torna-se emissor de C, contribuindo com o aumento do efeito estufa.

O cálculo de EC é uma função do teor de carbono orgânico (CO), da espessura da camada e da densidade do solo (DS). Porém, dados de DS nem sempre são encontrados na literatura ou incluídos em levantamentos de solos, principalmente nas camadas mais profundas. Por outro lado, pode-se estimar a DS a partir de funções de pedotransferência (PTF) (BOUMA, 1989), que utilizam atributos facilmente disponíveis, como por exemplo, dados de argila, areia e teores de C.

Há uma variedade de trabalhos que estimaram o EC no solo, por meio de medidas no campo, de PTF ou espacialização de dados. Porém, ainda há dúvidas em relação às estimativas de EC do solo, seja em função dos métodos de medição e das análises efetuados, seja pela falta de conhecimentos da variabilidade das propriedades do solo e de dados em áreas específicas. Estimativas de EC nos solos do Brasil são, portanto, ainda insuficientes, faltando informações sobre a quantidade de C nos solos, sob diferentes usos e em diferentes regiões do Brasil.

Dessa forma, o objetivo geral deste trabalho foi estimar o estoque de carbono (EC) em solos brasileiros, sob diferentes usos agrícolas, a partir de um conjunto de dados levantados da literatura, e propor estratégias que contribuam para mitigação das emissões de GEE. Os objetivos específicos foram:

- organizar um banco de dados com atributos de solos brasileiros que permitissem a estimativa de EC na camada 0-30 cm;
- desenvolver uma função de pedotransferência para estimar a densidade do solo (DS) quando não se dispunha deste dado, visando a estimativa de EC;
- avaliar o efeito de DS estimada na estimativa de EC;
- estimar o potencial de aumento no EC, a partir de mudanças nas práticas de manejo e de uso do solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Agricultura no Brasil: produção, impactos e desafios

No Brasil, o setor agrícola vem ganhando destaque na economia pelo aumento em produtividade e pela sua expressiva importância para a balança comercial do país. No ano de 2015, o país produziu mais de 209 milhões de toneladas de cereais, leguminosas e oleaginosas em 72 milhões de hectares (IBGE, 2016). Já a produção de carnes bovinas, em mais de 174 milhões de hectares de pastagem, superou os 10 milhões de toneladas (BRASIL, 2016).

Considerado um dos países que podem aumentar a produção agrícola para suprir as necessidades mundiais (SAMBUICHI et al., 2012), o Brasil vem investindo em novas tecnologias na agricultura. Porém, essa importante atividade tem gerado, há tempos, impactos ambientais. De maneira geral, pode-se destacar o desmatamento, o uso incorreto do solo, o esgotamento e a poluição das águas, a perda da biodiversidade, a desertificação e a poluição atmosférica como os principais impactos gerados pela agricultura (GOUVELLO et al., 2010). Klein et al. (2007) ainda citam que o empobrecimento dos recursos naturais prejudica os serviços ambientais e a continuidade da produção agropecuária.

Em meio aos debates internacionais, surgiu a preocupação em conciliar o crescimento econômico e a conservação do ambiente, ou seja, implantar um modelo de agricultura sustentável, onde a produção de alimentos seja alcançada sem causar grandes impactos sociais e ambientais. Diante do crescimento populacional, o desafio de alimentar o ser humano tem refletido no cenário ambiental, pois produzir alimentos suficientes para uma sociedade em constante crescimento, sem gerar impactos, é um dos maiores desafios do mundo (FAO, 2013).

O manejo e uso inadequado do solo são considerados os catalisadores dos impactos gerados pela agricultura. O desmatamento e queima da vegetação, atrelados ao preparo convencional do solo, com intensa utilização de máquinas agrícolas, comprometem as propriedades do solo e, notadamente, remete às mudanças climáticas (BERNOUX et al., 2005; RANGEL; SILVA, 2007).

Considerando a agricultura como uma atividade que gera impactos ambientais, renda, e empregos e que exige tecnologias para aumentar a produtividade, Lopes-Assad e Almeida (2004) listaram estratégias, considerando cinco vertentes básicas:

- a) Ambiental: buscar sistemas de produção adaptados ao ambiente para que suas necessidades em relação a insumos externos e de recursos naturais não renováveis sejam mínimas;
- b) Econômico: adotar sistemas de produção com produtividade compatível com os investimentos e que um produto agrícola de qualidade possa competir nos mercados interno e externo, garantindo a economicidade da cadeia produtiva;
- c) Social: garantir a permanência do agricultor na propriedade agrícola com a implantação de sistemas de produção com boa geração de renda e proporcionar condições dignas aos trabalhadores rurais;
- d) Territorial: promover a multifuncionalidade e a pluratividade das propriedades agrícolas;
- e) Tecnológico: desenvolver processos produtivos que mantenham o aumento da produtividade, mas que sejam menos agressivos ao ambiente.

Mundialmente, o maior impacto ambiental gerado pela agricultura é o aumento da emissão de GEE na atmosfera, principalmente CO₂ (SAMBUICHI et al., 2012). O efeito estufa ocorre naturalmente no planeta, porém as altas concentrações de metano (CH₄), ácido nítrico (N₂O) e CO₂ devido às atividades antrópicas, têm provocado aumento da temperatura e, conseqüentemente, grandes mudanças nas paisagens, nos regimes hídricos e na temperatura global, influenciando na produtividade das culturas (CARVALHO et al., 2010). No Brasil, 52% das emissões de GEE são oriundas de atividades agropecuárias (fermentação entérica do gado, manejo de dejetos animais, solos agrícolas, cultivo de arroz, queima de resíduos agrícolas, uso de fertilizantes entre outras), de mudança no uso da terra e de queimadas. (BRASIL, 2014).

O Brasil tem todas as condições de assumir uma posição privilegiada no cenário internacional, com políticas que busquem reverter o processo de mudança climática global, tanto do ponto de vista da redução das emissões, como em projetos de sequestro de C, através da adoção de sistemas agroflorestais, plantio direto e reflorestamento (ROCHA, 2000).

2.2 Carbono no ambiente e matéria orgânica no solo

O oceano é o principal compartimento de C no planeta, além dos reservatórios encontrados nas formações geológicas (BRADY; WEIL, 1999). Nos ecossistemas terrestres, o solo é um importante reservatório provisório de C. Estima-se que a quantidade de C nele estocada, até um metro de profundidade, esteja em torno de 1.576 Pg (1 Pg = 10¹⁵ g),

distribuídos em 12,8 bilhões de hectares nos continentes (ESWARAN et al., 1993). Isso equivale a cerca de três vezes a quantidade de C na vegetação e duas vezes a quantidade contida na atmosfera terrestre (CERRI; CERRI, 2007; HOUGHTON, 2003). Quando se consideram apenas os 30 cm superficiais de solo, o EC está em torno de 800 Pg (CERRI et al., 2006a), alcançando quase a mesma quantidade armazenada na atmosfera, que é de 760 Pg (LAL et al., 2004). Desse modo, o solo aparece com uma alternativa para o sequestro do C presente na atmosfera, constituindo um foco importante nas estratégias para mitigar o aumento das concentrações e emissões de GEE, e reduzir os efeitos das mudanças climáticas globais (IPCC, 2001).

Os processos responsáveis pelo sequestro de C nos solos são a humificação, agregação e sedimentação (MACHADO, 2005). Por outro lado, os processos responsáveis pelas perdas de C no solo são erosão, decomposição, volatilização e lixiviação (LAL et al., 1997). Geralmente, as concentrações de C são maiores nas camadas superficiais e tendem a diminuir exponencialmente conforme aumenta a profundidade (MACHADO, 2005).

Estimativas mostraram que metade do C estocado no solo refere-se aos solos sob florestas (DIXON et al., 1994), enquanto as áreas sob pastagens contêm cerca de 500 Pg (SHARPENSEEL, 1997) e áreas sob cultivo agrícola, 170 Pg de C (PAUSTIAN et al., 2000). Os solos tropicais armazenam 506 Pg C (ESWARAN et al., 1993), sendo 66 Pg C concentrados na Amazônia brasileira (BATJES, 1999). No Brasil, foi computado quase 36,4 Pg C nas camadas até 30 cm de profundidade (BERNOUX et al., 2002). Esses valores, apontados em diferentes datas e estimados com metodologias distintas, vêm sendo constantemente revistos, face o crescente interesse no tema.

É cada vez maior a busca por sistemas de manejo de culturas e pastagens que promovam o incremento do EC no solo (DAWSON; SMITH, 2007; FREITAS et al., 2000). Sistemas de manejo que aumentam a adição de resíduos vegetais e a retenção de C no solo se tornam alternativas importantes para aumentar a capacidade de dreno de C-CO₂ atmosférico e a mitigação do aquecimento global (AMADO et al., 2001; BAYER et al., 2006; CERRI et al., 2010; LAL et al., 1995b).

A matéria orgânica do solo (MO) é um importante componente na definição dos sistemas agrícolas e no desenvolvimento das plantas, influenciando nos processos físicos, químicos e biológicos do solo. Apresenta-se como um sistema complexo de substâncias, cuja dinâmica é condicionada pela adição de resíduos orgânicos de diversas naturezas e contínuas transformações (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). É considerada um dos indicadores mais úteis

de qualidade do solo (AMADO et al., 2001), pois sua interação com outros componentes tem efeito na retenção de água no solo (BEUTLER et al., 2002), na formação de agregados (SALTON et al., 2008), na densidade do solo (COSTA et al., 2006), no pH, na capacidade de troca catiônica (CIOTTA et al., 2003), na disponibilização de nutrientes para as plantas (BAYER; BERTOL, 1999), na infiltração e na aeração (SOUZA et al., 2004) e na atividade microbiana (D'ANDRÉA et al., 2004).

Em geral, o teor de MO no solo resulta do equilíbrio entre a adição e a decomposição do material orgânico, influenciado pelos componentes bióticos do sistema. As taxas de adição e decomposição variam de acordo com a substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas, pela qualidade e quantidade de material vegetal depositado e pelo manejo do solo (ZINN et al., 2005). O uso do solo pode, portanto, interferir nos teores de MO (ARAÚJO et al., 2007; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O C é, quantitativamente, o maior componente da MO. As variações nos teores de C nos solos têm sido utilizadas para a avaliação de sua qualidade em decorrência da influência sobre as propriedades que condicionam a fertilidade do solo, e também na possibilidade de intensificar ou diminuir a emissão de GEE (BERNOUX et al., 2002; RESCK et al., 2008).

2.3 Estoque de carbono e uso do solo

A mudança do uso da terra, além de provocar a alteração da cobertura do solo, está associada às mudanças no EC do solo (CARVALHO et al., 2010). A substituição de um ecossistema por outro pode ocorrer naturalmente, ou por ação antrópica para o cultivo de alimentos (GUO; GIFFORD, 2002). A alteração de vegetações naturais por cultivos agrícolas causa a redução no conteúdo do C do solo (BAYER et al., 2006; FEARNSSIDE, 2006; LAL et al., 2003; MINASNY et al., 2010). Vários estudos mostraram a diminuição de EC em solos cultivados (BAKER et al., 2007; GROppo et al., 2015; GUO; GIFFORD, 2002; MELLO, 2014). Porém, outros trabalhos observaram uma estabilização e incrementos nos estoques (OGLE et al., 2005; ZINN et al., 2005).

O EC nos solos brasileiros tem sido objeto de estudos, seja visando o conhecimento da quantidade de C armazenado em diferentes sistemas, ou como estratégia de mitigação de emissões de GEE (ASSAD et al., 2013; BATJES, 1996; BERNOUX et al.,

2005; CERRI et al., 2004; CERRI et al., 2011; CHAPUIS LARDY et al., 2002; CORAZZA et al., 1999; COSTA et al., 2009; COUTINHO et al., 2010; ZINN et al., 2005).

A primeira estimativa de EC dos solos brasileiros, com base no ecossistema predominante, foi apresentada por Schroeder e Winjun (1995), com resultados de 71,4 Pg na camada de 0 a 10 cm. Cerri et al. (1996), avaliando a dinâmica do C após desmatamento e uso com pastagem, na região de Manaus, observaram diminuição de 20 a 30 % no C total nos primeiros anos após o desmatamento e queima, havendo recuperação progressiva; após 20 anos de uso com pastagem bem manejada, o C total ultrapassou o inicial em 5 a 15%. Estimativa realizada por Dias Filho et al. (2001) aponta que a conversão de floresta amazônica em pastagens pode emitir para atmosfera cerca de 100 a 200 Mg ha⁻¹ de C, em função do processo de desmatamento e queima da vegetação.

Zinn et al. (2005) compilaram dados da literatura para estimar o estoque de C em solos brasileiros com diferentes intensidades de cultivo, tipos de solos e região. Esses autores observaram perdas significativas de C na profundidade 0-20 cm em solos com intenso cultivo e obtiveram resultados inconclusivos na avaliação de mudança do EC nas diferentes regiões e sistemas de manejo, devido à alta variabilidade dos dados nas 126 amostras analisadas.

A manutenção da palhada na superfície do solo, somada à ausência de revolvimento do solo, princípios básicos do sistema de plantio direto (SPD), além de reduzir a emissão de CO₂ para a atmosfera, reduz a degradação da MO, aumentando o EC no solo (FONTANA et al., 2006). Vários estudos mostraram aumento dos teores de C em áreas de plantio direto (BAYER et al., 2004; CORAZZA et al., 1999; LEITE et al., 2003). Avaliando as alterações dos EC entre SPD e cultivo convencional, Bernoux et al. (2006) observaram taxas de acúmulo de C variando de 0,4 a 1,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para a região do Cerrado, nos primeiros 40 cm de solo.

Em 20 anos de cultivo na Mata Atlântica (10 anos sob cultivo convencional e 10 anos sob SPD), Sá et al. (2001) mostraram que houve uma perda de C no solo de 1,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Ainda nesse estudo, após 22 anos de cultivo, os autores mostraram uma adição de C de 16,9 Mg ha⁻¹ para SPD e um decréscimo de 1,3 Mg ha⁻¹ para o cultivo convencional, comparados com a vegetação nativa.

Em estudo realizado no Cerrado, Silva (2001) verificou que, após cinco anos de implantação do SPD, o EC na profundidade de 0 a 20 cm aumentou em torno de 1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Porém, Corbeels et al. (2016) concluíram que, após 20 anos de conversão das áreas

sob manejo convencional para o SPD, pode ocorrer a saturação de C na camada superficial do solo. Os autores ainda afirmaram que a rotação de áreas com pastagens, em sistemas que integram lavoura e pecuária, é uma das formas de potencializar o SPD, permitindo assim acumular C em camadas mais profundas do perfil do solo.

Analisando a evolução do EC e de nitrogênio (N) em sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) submetidos a diferentes intensidades de pastejo, Souza et al. (2009) observaram que, quando o pastejo foi moderado (20 e 40 cm de altura do pasto), sistemas de integração pastagem de gramíneas – soja em plantio direto promovem aumento de EC e N total, do mesmo modo que plantio direto sem pastejo. Porém, constataram perdas nos estoques a partir do terceiro ano de condução desse sistema, quando o pastejo foi intenso. Recentemente, Assad et al. (2013) constataram uma diminuição de EC no sistema ILP, em comparação com os valores encontrados na vegetação nativa, e incremento de C no solo das pastagens estudadas.

Atividades silviculturais, além de sequestrarem C da atmosfera, reduzem a erosão do solo e a perda do C do sistema, o qual seria carregado no escoamento superficial da água no solo. Albrecht e Kandji (2003) relatam que sistemas agrícolas nos quais são reintroduzidas espécies arbóreas manejadas juntas com outras culturas e/ou animais, possuem alto potencial de absorver CO₂. Com área estimada em 7,74 milhões de hectares no país (IBÁ, 2015), o setor de floresta plantada pode manter o EC no solo em níveis equivalentes aos da vegetação nativa (MAFRA et al., 2008)

Um sistema de cultivo como o da cana-de-açúcar pode apresentar diferenças significativas no EC do solo, sendo que essas diferenças são atribuídas à variação de manejo empregado e ao tempo em que a mudança do uso da terra ocorreu (MELLO, 2012). Cerri et al. (2011), após revisarem os principais estudos sobre cana-de-açúcar realizados na região Centro Sul do Brasil, concluíram que a manutenção da palha na superfície do solo acumula, em média, 1,5 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Segundo estes autores, as menores taxas de acúmulo são observadas em áreas onde o preparo do solo e a reforma do canavial ocorreram recentemente (menos de dois anos), o que indica que grande parte do C acumulado durante o ciclo da cultura é perdido durante a reforma do canavial. No sistema de colheita mecanizada da cana-de-açúcar, sem a utilização do fogo, Cerri et al. (2011) ainda observaram acúmulo de C na superfície do solo, ao compará-la com a colheita pós-fogo. Mello (2012), trabalhando em áreas de Cerrado e pastagens, que foram convertidas para o cultivo de cana-de-açúcar,

identificou um decréscimo do EC dos solos; porém, em áreas anteriormente cultivadas com soja e milho, houve um acúmulo de C no solo.

Em uma revisão bibliográfica sobre a dinâmica do C na substituição da floresta em cultivos agrícolas no mundo, Murty et al. (2002) mostraram que a conversão levou a uma perda média de 30% do C do solo, e que, quando a pastagem foi introduzida, não houve resultados significativos. Diferentemente, Guo e Gifford (2002) observaram o aumento do EC em até 19% quando a pastagem foi implantada. Mas esses autores ainda afirmaram que o EC dos solos declina sempre que há mudança do uso do solo, com perdas máximas de 59% quando pastagens são substituídas por cultivos, e 42% quando floresta nativa foi substituída por cultivos. Desjardins et al. (2004), ao avaliarem o EC em áreas de pastagens com diferentes idades e sob vegetação nativa na Amazônia, apontaram que, com o aumento da idade das pastagens, houve um incremento no EC e na DS.

Segundo Corazza et al. (1999), o conhecimento do EC e de sua dinâmica no solo em sistemas naturais e agroecossistemas é importante no desenvolvimento de tecnologias para estabelecer sistemas sustentáveis, bem como para analisar o papel do solo como fonte ou depósito de C-CO₂ para a atmosfera. Recentemente, Fujisaki et al. (2015) listaram 21 estudos sobre o EC nos solos da Amazônia. Nessa revisão, organizaram os dados de estoque após o desmatamento para determinar qual tipo de solo ou agroecossistema tem maior potencial de armazenar C, para identificar as principais fontes que mostram incertezas na variação dos estoques e, finalmente, discutir implicações para estudos futuros.

Em suma, diversos fatores (condições edafoclimáticas, manejo do solo etc) podem ocasionar o incremento ou diminuição dos teores de C no solo. Sendo assim, são necessários estudos, em diferentes cenários e formas de medição dos teores de C, visando diminuir a variabilidade dos resultados e aumentar a homogeneidade das informações.

2.4 Aquecimento global e posicionamento brasileiro

Foi a partir da Revolução Industrial, termo genérico para um conjunto de mudanças que ocorreram na Europa nos séculos XVIII e XIX, que as atividades econômicas se intensificaram em função do uso de máquinas e a substituição do trabalho artesanal pelo trabalho assalariado. Com o passar dos anos, essas atividades se intensificaram, com aumento de fontes de emissão de GEE, oriundos de queima de combustíveis fósseis, desmatamentos, fertilização nitrogenadas ineficientes, queimadas e preparos do solo. Houve um incremento de

GEE na atmosfera, resultando em um aprisionamento de calor na Terra, definido como aquecimento global (BRASIL, 2012). A temperatura do planeta já aumentou em média 0,8°C, entre 1880 e 2012 (IPCC, 2013) e a previsão é um aumento entre 1,4° C a 5,8° C nos próximos 100 anos (IPCC, 2014).

O setor agrícola, em função de suas características e de sua sensibilidade ao clima, é extremamente vulnerável às prováveis mudanças do clima. A produção de alimentos e a segurança alimentar são prioridades para a sociedade, tanto do ponto de vista fisiológico e nutricional, quanto do estratégico e político (BRASIL, 2012). Em razão dessa mudança de cenário climático, as atividades agropecuárias têm sofrido consequências, seja na queda de produtividade ou no aumento de emissões de GEE.

Mesmo não sendo obrigado a estabelecer metas de redução de GEE em acordos internacionais, como o Protocolo de Kyoto, o Brasil é um dos países que mais se dedicam a essa discussão em todo o mundo. Dessa forma, políticas públicas brasileiras estabeleceram compromissos de expandir a adoção de tecnologias para diminuir a emissão de GEE na agricultura, além de promover o sequestro de CO₂ na biomassa e no solo.

O Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, também denominado de Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), é parte do compromisso brasileiro de reduzir as emissões de GEE, assumido na 15ª Conferência das Partes (COP-15), ocorrida em Copenhague em 2009. O Plano ABC é composto por sete programas: Recuperação de Pastagens Degradadas, Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Sistemas Agroflorestais (SAFs), Sistema Plantio Direto (SPD), Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN), Florestas Plantadas, Tratamento de Dejetos Animais e Adaptação às Mudanças Climáticas (BRASIL, 2012).

Recentemente, o Brasil anunciou, na 21ª Conferência das Partes (COP-21), ocorrida em Paris em 2015, a sua contribuição para o acordo do clima. A INDC (do inglês *intended Nationally Determined Contribution*), referindo-se a Contribuição Nacionalmente Determinada Pretendida, incluiu reduzir em 43% as emissões de GEE em 2030 em relação aos níveis de 2005; alcançar 45% de energias renováveis (incluindo hidrelétrica); zerar o desmatamento ilegal na Amazônia em 15 anos; e restaurar 12 milhões de hectares de florestas. Além disso, o Brasil pretende fortalecer o Plano ABC como a principal estratégia para o desenvolvimento sustentável na agricultura, recuperando 15 milhões de hectares de pastagens

degradadas e promovendo um incremento de cinco milhões de hectares de ILPF até 2030 (BRASIL, 2015).

2.5 Importância de banco de dados nos estudos de estoque de carbono no solo

O Brasil é referência mundial em estudos de solos tropicais, tanto pela grande quantidade de pesquisas efetuadas e dados levantados, quanto pela extensão do país e diversidade de solos que cobrem o território. O levantamento dos solos no país teve início no final da década de 1930, por iniciativa do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), que gerou, em 1943, o primeiro mapa de solos do estado de São Paulo e o primeiro elaborado do país (CHAGAS, 2006).

Atualmente, a Embrapa Solos dispõe de um banco de dados *online* com mais de nove mil perfis de solos do Brasil, com informações levantadas desde a década de 1980. Globalmente, organizações e países desenvolveram bases de dados de solos, como o Mapa Digital de Solos do Mundo (FAO, 1996), o *Wise* (BATJES, 1996), o SOTER - *The World Soils and Terrain Database* (VAN ENGELEN, 1999), o CANSIS - *Canadian Soil Information System* (COOTE; MCDONALD, 1999), o NASIS - *National Soil Information System* (SOIL SURVEY STAFF, 1991), o HYPRES - *Hydraulic Properties of European Soils database* (WONSTEN et al., 1999), e o UNSODA - *Unsaturated Soil Hydraulic Database*, com duas versões (NEMES et al., 2001).

As informações sobre solos têm se tornado uma ferramenta essencial para prever importantes estimativas. Dessa forma, é necessária uma base de dados que forneça informações consistentes, de grande abrangência, em escala nacional ou continental, e georreferenciadas (COOPER et al., 2005). Quando informações são organizadas em um banco de dados, as consultas e atualizações são simplificadas e os dados podem ser utilizados para diversos estudos (BENEDETTI et al., 2008). Batjes e Dijkshoorn (1999) e Moraes et al. (1995) e utilizaram informações contidas em banco de dados de solos para o cálculo de EC e N na Amazônia.

Atualmente, bancos de dados de solos têm sido utilizados no mundo todo para efetuar o cálculo do EC, como estratégia de mitigação das mudanças climáticas. Minasny et al. (2010) utilizaram uma base de dados com informações de mais dois mil perfis de solos da ilha de Java, na Indonésia, para calcular a variação dos teores de C. Viscara-Rossel et al. (2014) obtiveram estimativas da distribuição e EC nos solos da Austrália, utilizando um

conjunto de dados de grande abrangência no continente. Em apoio às políticas de sequestro de C, e para proporcionar cenários consistentes de conservação, Lugato et al. (2014) desenvolveram um conjunto de dados de solos europeus, de alta resolução espacial. Shaw et al. (2015), utilizaram dois conjuntos de dados para melhorar a precisão da estimativa de C do solo e apoiar os relatórios sobre as emissões de GEE no Canadá.

As vantagens de se construir um banco de dados para realizar estimativas se referem à forma eficiente de agrupar as informações, com um baixo custo de armazenagem (RAMAKRISHNAN; GEHRKE, 2003) e a possibilidade de integração de tais dados com sistemas de informações geográficas. Assim, um banco de dados que forneça um inventário permanente de EC, o estabelecimento de métodos de estimativa e de normas para a qualidade dos dados é essencial para melhorar as previsões em longo prazo (NEGRA et al., 2008).

2.6 Função de Pedotransferência

O termo função de pedotransferência (PTF, da sigla em inglês para *pedotransfer function*) foi proposto por Bouma (1989) para se referir a modelos matemáticos para predição de atributos do solo de difícil determinação, que utilizam como variáveis predictoras atributos que são facilmente medidos e de baixo custo (MACBRATNEY et al., 2002).

Inicialmente, as PTFs tinham sido desenvolvidas para estimar propriedades hidráulicas no solo (ARRUDA et al., 1987; HOODNETT; TOMASELLA, 2002; MACBRATNEY et al., 2002; MINASNY et al., 1999;). Contudo, têm sido utilizadas para prever outras propriedades físicas e químicas do solo (BENITES et al., 2007; BERNOUX et al., 1998; ZINN et al., 2005).

O conhecimento do acúmulo de C nos solos tem se destacado como das mais promissoras medidas mitigadoras do aquecimento global. Dessa forma, é necessário que estimativas do EC nos solos sejam desenvolvidas (ESWARAN et al., 1993).

O cálculo de EC no solo é uma função do teor de C, da espessura da camada e da DS. A informação de DS nem sempre está disponível na literatura, pois é trabalhosa de ser obtida no campo, principalmente abaixo de 30 cm de profundidade (FRAZÃO et al., 2010; SIQUEIRA NETO, 2010). Pode-se estimar a DS a partir de equações que utilizam atributos facilmente disponíveis, como por exemplo, dados de argila, areia e silte (BENITES et al., 2007; TOMASELLA; HODNETT, 1998).

Bernoux et al. (1998) foram um dos primeiros a propor uma PTF para estimar DS de solos tropicais e utilizaram como atributos preditores textura, teores de C e tipo de solo. Benites et al. (2007) desenvolveram uma PTF para prever a densidade de solos brasileiros da maior parte dos biomas, a partir de dados de argila, C e soma de bases (SB), e compararam o modelo gerado com três modelos propostos por Bernoux et al. (1998), Tomasella e Hodnett (1998) e Manrique e Jones (1991). Os autores concluíram que, comparado aos três modelos existentes, o proposto foi o mais preciso.

Em uma revisão sobre pedotransferência em física do solo, Pachepsky, Rajkai e Toth (2015) listaram os métodos que podem ser utilizados para desenvolver uma PTF, tais como regressão linear, modelos lineares generalizados, modelos aditivos generalizados, árvores de regressão e redes neurais. Os autores ainda afirmam que para elaborar uma PTF, é necessária a existência de dados básicos de levantamentos de solos, dados de laboratório e de bases de dados organizadas. Porém, o desempenho da função pode ser inferior quando aplicada em ambiente diferente daquele que foi ajustada (DE VOS et al., 2005). Para Nemes et al. (2010) deve-se utilizar dados da área de aplicação no desenvolvimento de uma PTF ou de uma área semelhante.

As frações argila, areia e silte são conhecidas por terem efeito sobre a DS (BRUAND et al., 2003; DE VOS et al., 2005; MANRIQUE; JONES, 1991; TRANTER et al., 2007). Os atributos argila, silte, pH H₂O e C também foram utilizadas por Bernoux et al. (1998), Benites et al. (2007) e Tomasella e Hodnett (1998). Kaur et al. (2002) utilizaram argila, silte, areia e C.

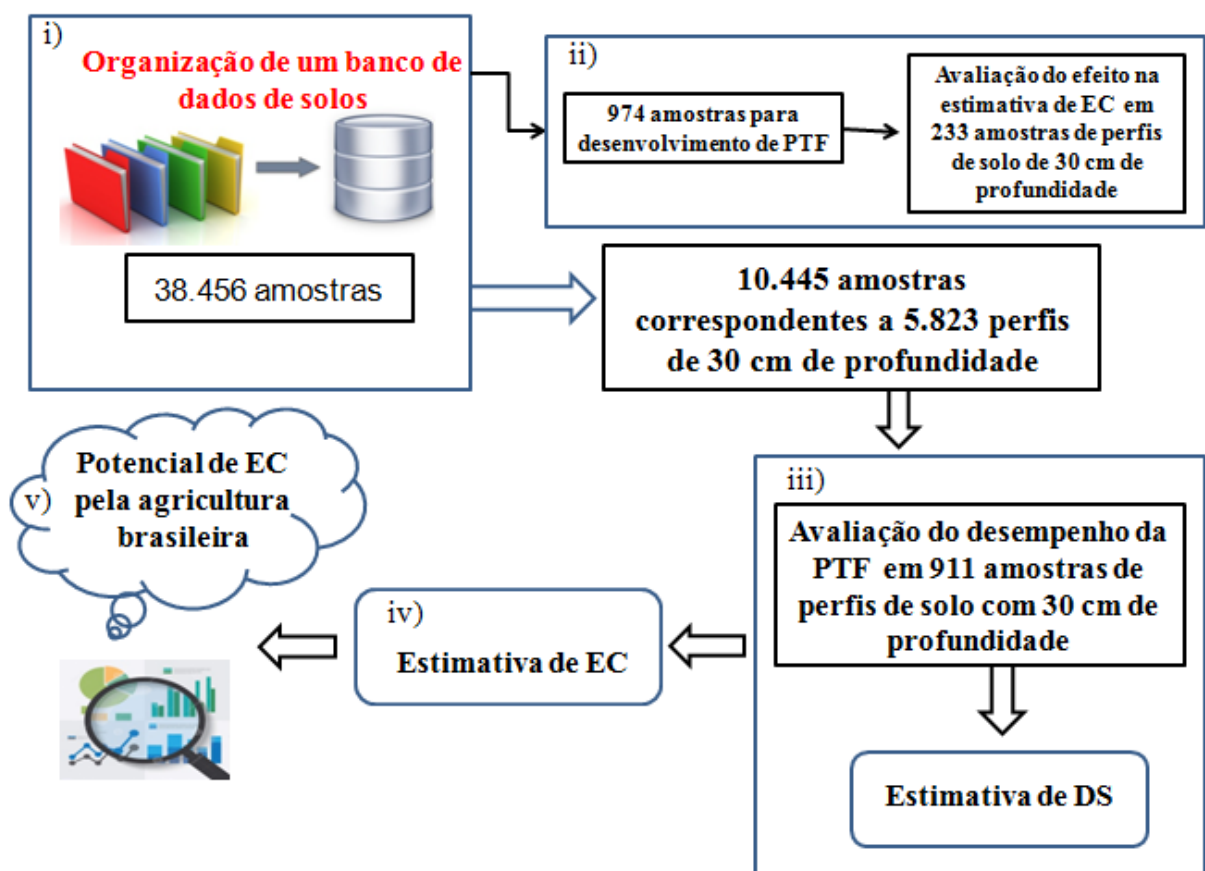
Estimativas diretas de EC, sem a necessidade de estimar a DS, também podem ser feitas a partir de uma PTF. Utilizando um conjunto de dados levantados em duas áreas de Minas Gerais, Zinn et al. (2012) desenvolveram modelos matemáticos que identificavam quais fatores influenciavam os teores de C em profundidade. Na sequência, elaboraram uma PTF que descrevia teores de C em diferentes classes de solos, a partir de dados de argila e silte, concluindo que a textura é um controle importante do conteúdo de C nas áreas estudadas.

Xu et al. (2015), utilizando dados de 8210 perfis de solos na China, avaliaram a eficiência de oito PTFs na estimativa de EC e concluíram que os diferentes modelos podem resultar em uma maior incerteza de estimativa de estoque. Segundo os autores, o desenvolvimento de melhores PTF, ou a integração de várias, é essencial para estimar com precisão o EC no solo em escalas regionais.

3. METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos propostos neste trabalho, foram desenvolvidas cinco etapas (Figura 1): i) organização de um banco de dados de solos; ii) desenvolvimento de PTF e avaliação do efeito na estimativa de EC; iii) avaliação do desempenho da PTF e comparação com modelo nulo; iv) estimativa do EC; e v) avaliação do potencial de EC pela agricultura brasileira.

Figura 1. Etapas desenvolvidas para estimativa de estoque de carbono em camada 0-30 cm de solos brasileiros.



3.1 Banco de dados de solos

O banco de dados foi organizado em planilha, com informações de solos brasileiros, extraídas de relatórios de levantamentos de solos, artigos científicos, teses e dissertações. Foram registrados os dados de 45 variáveis e para este trabalho foram utilizados dados de 33 variáveis (Tabela1).

Os dados levantados correspondiam a 38.456 amostras de solos, de diferentes fontes. Os dados de 5.035 amostras foram compilados; os dados de 30.159 amostras foram

extraídos do Sistema de Informação de Solos Brasileiros da Embrapa (<http://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>); e os dados de 3.262 amostras foram cedidos por pesquisadores que organizaram bancos que deram origem aos trabalhos de Arruda et al. (1987), Assad et al. (2013), Barros et al. (2013) e Lopes-Assad et al. (2005). Diante do grande número de dados, optou-se por mantê-los, inicialmente, em planilhas separadas conforme a origem.

Como critérios para buscas de informações de solos, foram selecionados trabalhos nos principais periódicos nacionais e internacionais, que apresentassem, primordialmente, dados de granulometria, C, MO, DS, época de coleta das amostras.

Tabela 1. Atributos levantados na literatura e os atributos utilizados para estimativa de estoque de carbono em solos brasileiros.

| Atributos levantados na literatura | | | |
|---|-------------------------|--------------------------|---------------------------|
| Local de amostragem | Perfil de solo | Atributos físicos | Atributos químicos |
| Cidade | Classificação | Areia | Cátions trocáveis |
| Estado | Cor | Silte | Soma de bases (SB) |
| Região | Número do perfil | Argila | Acidez potencial |
| Coordenadas geográficas | Identificação da camada | Fração grosseira | Fósforo solúvel |
| Data coleta | Profundidade inicial | Grau de flocculação | CTC efetiva (t) |
| Origem dos dados | Profundidade final | Relação silte/argila | CTC total (T) |
| | Espessura da camada | Densidade do solo (DS) | Carbono (C) |
| | Uso do solo | Densidade de partícula | Nitrogênio (N) |
| | | Macroporosidade | Relação C/N |
| | | Microporosidade | Matéria orgânica (MO) |
| | | | Saturação por Al (m) |
| | | | Saturação por base (V) |
| | | | pH H ₂ O |
| | | | pH CaCl ₂ |
| | | | pH KCl |
| | | | Δ pH |
| Atributos utilizados para estimativa de estoque de carbono | | | |
| Cidade | Espessura da camada | Areia | Carbono (C) |
| Estado | Uso do solo | Silte | Matéria orgânica (MO) |
| Região | | Argila | pH H ₂ O |
| Origem dos dados | | Densidade do solo (DS) | |

Em seguida, foi estabelecido um conjunto de procedimentos para padronização dos dados:

- Todas as unidades foram expressas de acordo com o Sistema Internacional;
- Nas amostras que dispunham somente de dados de MO, foi utilizado o fator de Van Bemmelen, dividindo-se o valor de MO por 1,724 para converter em teor de C;
- Na classificação de solo, foi mantido apenas o primeiro nível categórico de classificação, com exceção da classe dos Neossolos, classificados no 2º nível, dada a sua grande

diversidade. Isto porque, para a grande maioria dos solos, a classificação disponível atendia apenas o primeiro nível. Para algumas amostras, foi necessário atualizar a classificação dos solos, com base na literatura (SANTOS et al., 2013);

- Na categoria uso do solo, foram adotadas as seguintes classes: culturas anuais em sistema convencional diferente de SPD, culturas anuais em SPD, culturas perenes (café, fruteiras, cana-de-açúcar), pastagem, vegetação nativa, ILP, ILPF, floresta plantada e solo descoberto;
- As coordenadas geográficas existentes foram convertidas, quando necessário, para o formato graus decimais.

Após a conclusão desta etapa, foi feita uma análise detalhada da consistência dos dados verificando-se: valores incompatíveis, amostras repetidas, dados de profundidade inicial maior que a profundidade final, amostras sem indicação de profundidade e localizações geográficas incorretas. Os erros foram corrigidos, quando possível; ou eliminados, quando não atendiam às regras estabelecidas.

Os dados foram submetidos à análise estatística descritiva para verificar a normalidade e as discrepâncias e avaliados por meio de gráficos para inspeção visual. O *software* estatístico R (R Core Team, 2014) foi utilizado para realizar as análises estatísticas e a construção de gráficos.

3.2 Desenvolvimento de função de pedotransferência e avaliação do efeito na estimativa de estoque de carbono no solo

Como muitos perfis de solos no banco de dados organizado para estimativa de EC não apresentavam registro de DS, utilizou-se um subconjunto de 974 dados para desenvolver funções de pedotransferência (PTF) para estimar DS.

O subconjunto de dados foi dividido de forma aleatória, de modo que 664 dados (68%) foram utilizados para calibração dos modelos e 310 dados (32%) para validação dos modelos. Foram testados modelos desenvolvidos por Manrique e Jones (1991), De Vos et al. (2005), Kaur et al. (2002), Bernoux et al. (1998), Tomasella e Hodnett (1998) e Benites et al. (2007). Como estes não apresentaram desempenho satisfatório, foram desenvolvidas 12 PTFs para estimativa da DS, testando-se modelos de regressão linear simples, múltipla e polinomiais de segunda ordem. As variáveis preditoras foram os teores de areia, silte, argila e C, logaritmo natural de C ($\ln C$) e pH (H_2O).

Na validação dos modelos, foram considerados os seguintes atributos: acurácia da predição, dada pela comparação dos valores estimados com os observados; e erro médio (ME, do inglês *Mean Error*) (Equação 1); erro absoluto médio (MAE, do inglês *Mean Absolute Error*) (Equação 2); e da raiz quadrada do erro quadrático médio (RMSE, do inglês *Root Mean Square Error*) (Equação 3).

$$ME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N e_i - o_i \quad (\text{Eq. 1})$$

$$MAE = \left| \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |e_i - o_i| \right| \quad (\text{Eq. 2})$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (e_i - o_i)^2} \quad (\text{Eq. 3})$$

O ME é um indicador da exatidão da estimativa que revela a tendência da PTF de superestimar (valores positivos) ou subestimar (valores negativos). O MAE representa a magnitude do erro obtido, ou seja, a precisão do modelo, enquanto que o RMSE quantifica a dispersão dos dados medidos em relação aos dados estimados; pode ser interpretado como o desvio padrão do erro de predição (TIETJE; TAPKENHINRICHS, 1993).

A quantificação do EC foi feita no conjunto de validação dos modelos. Inicialmente foi feita a estimativa de DS usando-se as PTFs desenvolvidas na etapa anterior. Considerou-se a camada 0-30 cm de solo, de acordo com recomendação do IPCC/UNEP/OECD/IEA (1997). No cálculo de EC foram utilizados 233 dados de horizontes ou camadas, correspondentes a 65 perfis de 0-30 cm, visto que foram eliminados 77 dados referentes a camadas de espessura menor que 30 cm.

O EC do solo, expresso em Mg ha⁻¹, foi calculado conforme a equação 4, proposta por Howard et al. (1995), usando-se valores observados de DS e valores estimados por meio de cada uma das 12 PTFs geradas.

$$EC = CO \times DS \times z \quad (\text{Eq. 4})$$

Em que:

EC = estoque de carbono orgânico em Mg ha⁻¹;

CO = carbono orgânico em %;

DS = densidade do solo em kg dm⁻³;

z = espessura em cm.

Posteriormente, foi feita a comparação do EC observado com EC estimado e foram calculados os respectivos ME (Equação 1), MAE (Equação 2) e RMSE (Equação 3).

3.3 Avaliação do desempenho de PTF e modelo nulo

Visando confirmar o bom desempenho da PTF escolhida na etapa anterior, foi feita uma avaliação, em 911 amostras de camadas de 0-30 cm, comparando-se os valores de EC estimados a partir da PTF com os valores de EC estimados utilizando um modelo simples, denominado modelo nulo. O modelo nulo é o modelo mais simples que pode ser definido, contendo um único parâmetro, comum a todos os dados. Neste trabalho, o modelo nulo consistiu em utilizar o valor médio dos dados de DS observados, que foi de $1,38 \text{ kg dm}^{-3}$. O desempenho desses resultados foi avaliado com base no cálculo de ME (Equação 1), MAE (Equação 2) e RMSE (Equação 3).

Uma vez confirmado o desempenho da PTF, foi feita a estimativa de DS para as amostras de camada 0-30 cm que não possuíam informação sobre este atributo.

3.4 Estimativa de estoque de carbono

Nesta etapa, foi feito o cálculo de EC e os dados foram agrupados considerando-se os tipos de uso do solo e de classes de solo. As categorias adotadas em tipos de uso e em tipos de solos foram aquelas definidas no item 3.1. Como não existiam informações de uso do solo para 1.609 dados de camada 0-30 cm, foi acrescentada a classe não definida (nd).

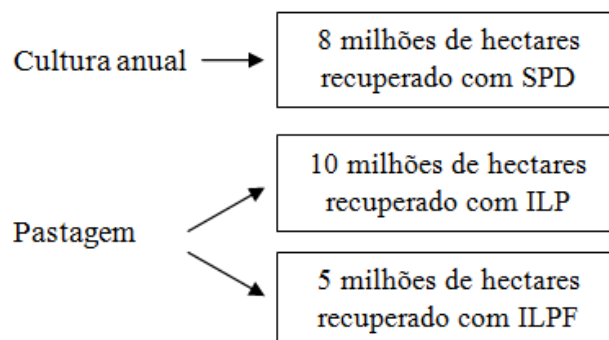
3.5 Potencial de estoque de carbono pela agricultura brasileira

Com o intuito de colaborar nas discussões sobre mitigações de emissões de GEE, foram elaborados três cenários (Figura 2) para estimar o potencial de sequestro de C e de alteração de EC, a partir de mudanças nas práticas de manejo e de uso do solo. Nessa etapa, foi utilizada a mediana de EC, dada a grande quantidade de valores e aos *outliers* observados na análise conjunta dos dados. Os dados de EC foram convertidos para CO_2

porque este gás é adotado internacionalmente como medida de equivalência na quantidade dos diferentes GEEs (IPCC, 2006).

Estes cenários foram elaborados com base nos compromissos assumidos na 15ª Conferência das Partes sobre as Mudanças Climáticas, (COP15), promovida pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2009 e descritos no Plano ABC, que são: recuperar até 15 milhões de hectares de pastagens degradadas; aumentar, em quatro milhões de hectares, as áreas com ILP e ILPF; adicionar mais oito milhões de hectares, às áreas de utilização do SPD (BRASIL, 2012). Cabe salientar que não foi possível identificar, no banco de dados, se a amostra era referente à pastagem degradada.

Figura 2. Cenários para estimar o potencial de sequestro de C e alteração no EC, a partir de mudanças nas práticas de manejo e de uso do solo.



No cálculo do EC total estimado caso 18% da área total de culturas anuais adotasse SPD, considerou-se:

- o EC em Mg ha^{-1} em áreas de culturas anuais sem SPD (EC sem SPD) e em áreas de culturas anuais com SPD (EC com SPD) como sendo aquele estimado no conjunto de dados organizado;
- a área de culturas anuais existentes no Brasil (Área) foi definida de acordo com Censo Agropecuário (IBGE, 2006);
- a situação atual de EC foi dada por EC sem SPD x área total de culturas anuais;
- o potencial de aumento de EC com adoção de SPD foi dado por EC com SPD x 0,18 Área;
- o EC total no cenário foi dado por Área x 0,82 x EC sem SPD + potencial de aumento de EC;

- o potencial de aumento de CO₂ foi dado por EC total no cenário x fator de conversão de C em CO₂;
- o fator de conversão é igual a 3,67, dado por $[12 + 2 \times 16] / 12$. Isto porque uma molécula de CO₂ possui dois átomos de oxigênio (massa atômica = 16) e um de carbono (massa atômica = 12), logo sua massa molecular é 44.

No cálculo do EC total estimado no incremento de ILP e ILPF em áreas de pastagens considerou-se:

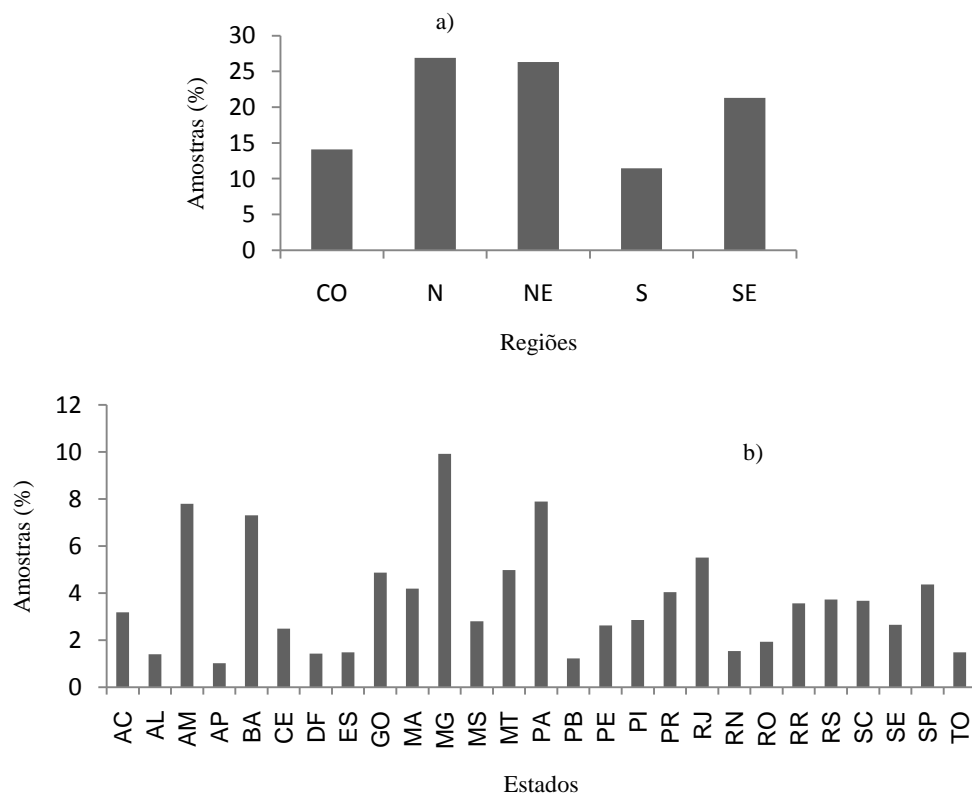
- EC em Mg ha⁻¹ em áreas de pastagens, em áreas com ILP e em áreas como ILPF como sendo aqueles estimados no conjunto de dados organizado;
- uma área aproximada de 164.871.993 milhões de hectares, conforme a sexta versão do Mapa Síntese da Área de Pastagens no Brasil (LAPIG, 2016); desse total, 30% encontra-se em algum estágio de degradação (Área), conforme GVagro (2016);
- o EC atual de foi dado por EC em pastagens x área total de pastagens;
- o potencial de aumento de EC com adoção de ILP (EC ILP) foi dado por EC com ILP x 0,20 Área;
- o potencial de aumento de EC com adoção de ILPF foi dado por EC com ILPF x 0,10 Área;
- o EC total no cenário (EC total) foi dado por Área x 0,70 x EC pastagens + potencial de aumento de EC ILP + potencial de aumento de EC ILPF;
- o potencial de aumento de CO₂ foi dado por EC total x fator de conversão de C em CO₂.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Banco de dados de solos

Após a conclusão de todas as etapas para a padronização dos dados, o banco de dados ficou composto de 10.461 amostras, com 5.837 referentes à camada 0-30 cm. Na distribuição dessas amostras por regiões geopolíticas do país, a região Norte contribuiu com 26,9% dos dados (2.812 amostras), seguida da região Nordeste, Sudeste e Centro-Oeste, com 26,3%, 21,3% e 14,1%, respectivamente (Figura 3a). Os estados da região Sul contribuíram com 11,4% das observações.

Figura 3. Distribuição das amostras de solo por regiões (a) e estados (b).

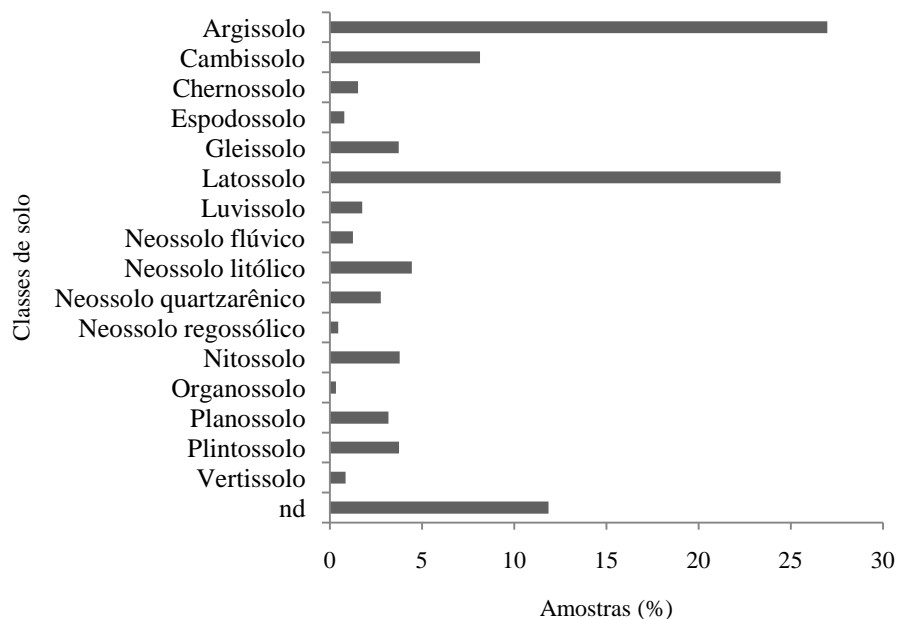


Na distribuição das amostras por estados (Figura 3b), verificou-se que o conjunto de dados recobriu todo o território brasileiro e Minas Gerais foi o estado com maior número de observações (9,9%), seguido por Pará (7,9%) e Amazonas (7,8%).

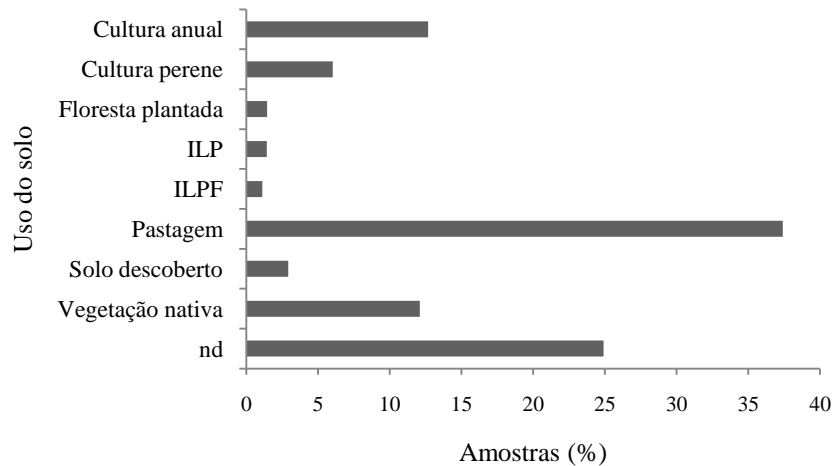
Todas as classes de solos definidas no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2013) encontram-se representadas no banco de dados. Os Argissolos e

Latossolos, que juntos somaram mais de 50% do total de amostras de solos presentes no banco de dados, foram as classes predominantes, seguidas por Cambissolos, presentes em 8,1% das amostras (Figura 4). As classes dos Vertissolos, Espodossolos, Neossolos Regossólicos e Organossolos representaram menos de 1% do total de amostras, cada uma. Esses dados refletem a distribuição de solos no Brasil, conforme Santos et al. (2011), que apontam, a partir do mapa de solos no 1:5.000.000, que Latossolos e Argissolos somam 58,5 % e que as classes de menor expressão são Vertissolos (0,21%) e Organossolos (0,03%). O grande número de amostras (11,9%) sem a classificação dos solos definida (nd) deve-se à inexistência desse atributo nos dados de origem.

Figura 4. Distribuição das amostras por classes de solo.



No banco de dados constavam diferentes tipos de uso do solo (Figura 5). Observou-se a presença dos principais sistemas de produção aplicados no país, o que era esperado, uma vez que as amostras representavam diversas localidades e abrangeram todo o território nacional. Pastagem (37,4%), vegetação nativa (12,1%) e culturas anuais (12,7%) se destacaram em número de amostras observadas. Nessa avaliação, as amostras de culturas anuais englobam as amostras de culturas anuais em SPD (0,2%) e as sem SPD (12,5%). Em menores proporções, estão amostras de culturas perenes (6,0%), de solos descobertos (2,9%), de florestas plantadas (1,5%), de ILP (1,4%) e ILPF (1,1%). Porém, 24,9% das amostras não dispunham de informações que pudessem caracterizar o uso do solo no local da amostra.

Figura 5. Distribuição das amostras por classes de uso do solo.

Todas as amostras do banco de dados possuíam dados de areia, silte e argila e de teor de C (Tabela 2). Por outro lado, a variável DS foi o atributo menos presente nas amostras de solo, com 2.944 observações. Isto reflete a dificuldade para se obter dados de DS, pois a coleta de amostras indeformadas no campo é demorada e laboriosa, principalmente em camadas mais profundas. O elevado DP para atributos granulométricos e o elevado CV para atributos químicos refletem a variabilidade de classes de solos no banco.

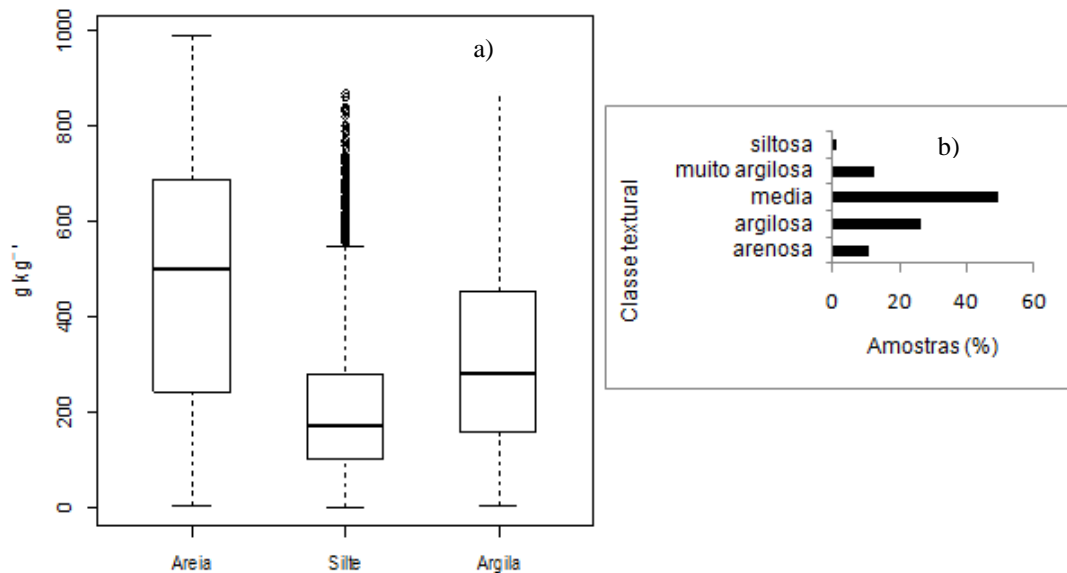
Tabela 2. Estatística descritiva dos dados.

| Variável | N | Mín. | Média | DP | Med. | Máx | CV (%) |
|--------------------------------|--------|------|-------|-------|-------|-------|--------|
| Areia (g kg ⁻¹) | 10.445 | 2,0 | 473,7 | 260,6 | 500,0 | 990,0 | 55,1 |
| Silte (g kg ⁻¹) | 10.445 | 0,0 | 207,6 | 148,6 | 170,0 | 870,0 | 71,6 |
| Argila (g kg ⁻¹) | 10.445 | 1,0 | 318,7 | 202,2 | 280,0 | 950,0 | 63,4 |
| pH H ₂ O | 9.693 | 1,5 | 5,1 | 0,9 | 5,1 | 9,8 | 17,6 |
| DS (kg dm ⁻³) | 2.944 | 0,45 | 1,34 | 0,2 | 1,37 | 1,98 | 15,4 |
| Ca (cmolc kg ⁻¹) | 7.364 | 0,01 | 3,9 | 5,9 | 1,8 | 122,2 | 151,3 |
| Mg (cmolc kg ⁻¹) | 7.332 | 0,0 | 1,5 | 2,4 | 0,8 | 45,9 | 160,0 |
| K (cmolc kg ⁻¹) | 9.422 | 0,01 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 28,5 | 250,0 |
| Na (cmolc kg ⁻¹) | 8.696 | 0,0 | 0,1 | 0,6 | 0,04 | 26,0 | 600,0 |
| SB (cmolc kg ⁻¹) | 9.744 | 0,01 | 4,6 | 7,2 | 1,8 | 125,3 | 156,5 |
| Al (cmolc kg ⁻¹) | 9.676 | 0,0 | 1,3 | 4,3 | 0,4 | 172,0 | 330,8 |
| H+Al (cmolc kg ⁻¹) | 9.710 | 0,0 | 5,5 | 7,4 | 3,9 | 290,0 | 134,5 |
| t (cmolc kg ⁻¹) | 9.687 | 0,0 | 5,9 | 7,8 | 3,2 | 172,7 | 132,2 |
| T (cmolc kg ⁻¹) | 9.305 | 0,3 | 10,2 | 10,0 | 7,7 | 290,0 | 98,0 |
| C (g kg ⁻¹) | 10.445 | 0,01 | 14,8 | 1,9 | 10,9 | 650,0 | 18,5 |
| m (%) | 8.273 | 0,1 | 36,0 | 34,4 | 28,0 | 100,0 | 95,6 |
| V (%) | 8.252 | 1,0 | 38,1 | 31,2 | 30,0 | 100,0 | 81,9 |

N= número de amostras; Mín. = valores mínimo; DP = desvio padrão; Med. = valores medianos; Máx = valores máximos; CV=coeficiente de variação. DS = Densidade do solo; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; K = Potássio; Na = Sódio; SB = Soma de bases; Al = Alumínio; H+Al = Acidez potencial; t = CTC efetiva; T = CTC total; C = Carbono; m = Saturação por alumínio; V = Saturação por bases.

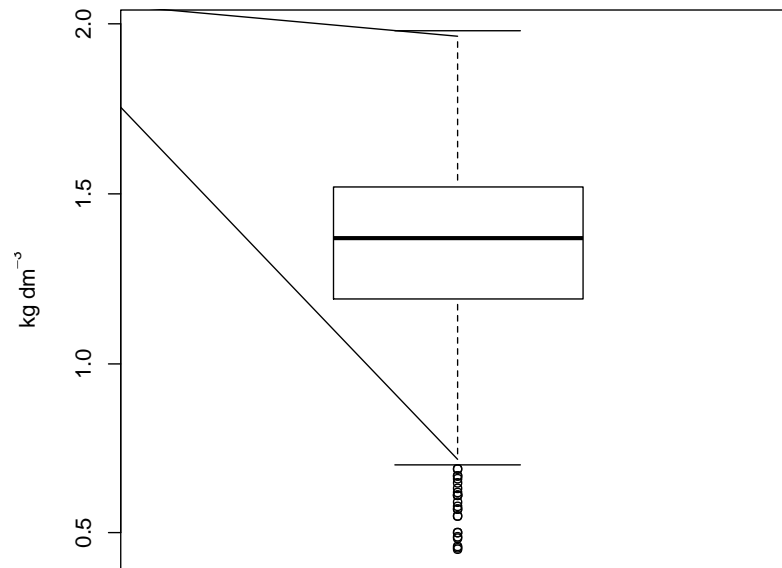
Os teores de areia, silte e argila (Figura 6a) apresentaram distribuições assimétricas, com presença de *outliers* nos teores de silte e argila. Na distribuição das amostras por classe textural, conforme Embrapa (1997), observou-se que 49,2% delas apresentaram solos com textura média (15 a 35% de argila), seguidos de amostras com textura argilosa (35 a 60% de argila) e muito argilosa (> 60% de argila), com 26,5% e 12,3% de observações, respectivamente (Figura 6b). Em menores proporções, foram observadas 10,6% amostras com textura arenosa (>70% de areia e <15% de argila). Apenas 1,2% das amostras apresentavam textura siltosa (teor de argila menor que 350 g kg⁻¹, teor de areia menor que 150 g kg⁻¹ e teor de silte maior que 650 g kg⁻¹).

Figura 6. Representação da distribuição dos teores de areia, silte e argila (a) e da classe textural (b) das amostras de solo.



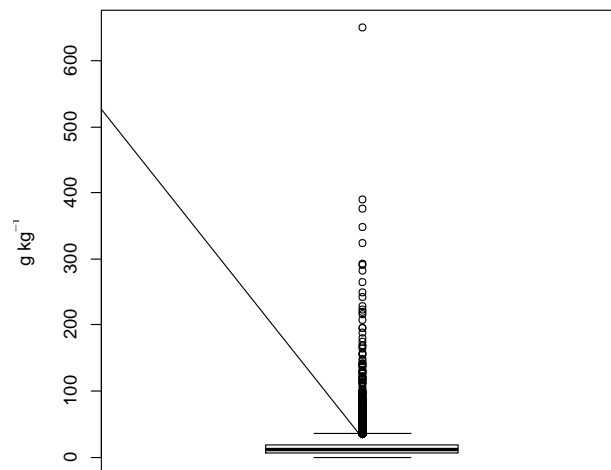
Na distribuição de dados de DS, foram observados valores entre 0,45 kg dm⁻³ e 1,98 kg dm⁻³ (Figura 7). O menor valor de DS representa uma amostra de Gleissolo do estado do Amazonas e o maior valor de DS corresponde a uma amostra de Latossolo, também presente no estado do Amazonas. Frazão (1981) constatou que o uso e o manejo do solo têm grande influência nos valores da DS. O valor de DS está relacionado com o tipo de estrutura do solo, o grau de compactação, o tipo de manejo e o tipo de cultura (ANDRADE et al., 2005). Os solos superficiais sob mata nativa apresentam baixos valores de DS, porém, solos continuamente cultivados possuem altos valores de DS, seja pelo excessivo tráfego de máquinas agrícolas ou pisoteio de animais (SANTOS et al., 2010).

Figura 7. Distribuição dos dados de DS representada em boxplot.



Os dados de teores de C apresentaram alta variabilidade, distribuídos assimetricamente e com valores entre $0,01 \text{ g kg}^{-1}$ e 650 g kg^{-1} (Figura 8). Os menores valores de C correspondem a Argissolos localizados no estado do Maranhão e o maior valor refere-se a uma amostra de Latossolo do estado de São Paulo. O conteúdo de C no solo é severamente afetado pelo uso e manejo do solo (STUMER et al., 2011); quando os valores são muito elevados, pode caracterizar a presença de solos orgânicos. A presença de C no solo não é considerada uma propriedade física do solo, mas influencia de forma direta ou indireta a maioria delas (VIANA et al., 2011).

Figura 8. Distribuição dos dados de C representada em boxplot.



4.2 Desenvolvimento de função de pedotransferência e avaliação do efeito na estimativa do estoque de carbono

Foram desenvolvidos 12 modelos de PTF (Tabela 3) que apresentaram valores de R^2 entre 0,09 e 0,59. Isto indica que as variáveis preditoras explicaram de 9% a 59% da variância da DS. PTFs desenvolvidas por outros autores e utilizando de 60 a mais de 19 mil dados apresentaram valores de R^2 de 0,41 a 0,75. Manrique e Jones (1991) desenvolveram uma PTF para 19.651 dados de perfis estudados nos Estados Unidos, incluindo Porto Rico, e outros países e encontraram um R^2 de 0,41 ao estimar DS a partir de dados de carbono orgânico. Huntington et al. (1989) obtiveram um R^2 de 0,75 para estimar DS a partir de teores de MO de 60 dados de solos. Utilizando 224 amostras de solos de uma mesma região (microbacias hidrográficas no Distrito de Almora, na Índia) e as mesmas variáveis adotadas neste trabalho, Kaur et al. (2002) constataram um R^2 de 0,50. Utilizando atributos químicos e físicos de 1.542 horizontes de solos do Brasil, Benites et al. (2007) encontraram R^2 ajustado variando de 0,488 a 0,709.

Tabela 3. Funções de pedotransferência (PTFs) desenvolvidas para estimar a DS seu desempenho avaliado pelo coeficiente de determinação ajustado (R^2).

| Modelos | PTFs | R^2 |
|---------|---|-------|
| 1 | $DS = 1,076 + (0,0006355 \text{Areia})$ | 0,40 |
| 2 | $DS = 1,495 + (0,000622 \text{Silte})$ | 0,09 |
| 3 | $DS = 1,646 - (0,000747 \text{Argila})$ | 0,36 |
| 4 | $DS = 1,562 - (0,011217 \text{C})$ | 0,36 |
| 5 | $DS = 1,112 + (0,0002913 \text{Areia}) - (0,007817 \text{C}) - (0,0002217 \text{Argila}) + (0,06125 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,59 |
| 6 | $\log DS = 0,0494 + (0,0003201 \text{Areia}) - (0,09596 \text{C}) - (0,00002059 \text{Argila}) + (0,06428 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,53 |
| 7 | $DS = 1,123 + (0,0003687 \text{Areia}) - (0,1201 \log C) - (0,00008775 \text{Argila}) + (0,07601 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,56 |
| 8 | $DS = 1,247 + (0,0004609 \text{Areia}) - (0,0002475 \text{Argila})$ | 0,41 |
| 9 | $DS = 1,541 + (0,0002017 \text{Areia}) - (0,0003757 \text{Argila}) - (0,008141 \text{C})$ | 0,57 |
| 10 | $DS = 1,8515 + (0,18856 \log CO)$ | 0,34 |
| 11 | $DS = 0,9872 + (0,0003752 \text{Areia}) - (0,00007724 \text{C}^2) - (0,0002302 \text{Argila}) + (0,06110 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,54 |
| 12 | $DS = 1,034 + (0,0003176 \text{Areia}) - (0,00008003 \text{C}^2) - (0,0000004179 \text{Argila}^2) + (0,05532 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,56 |

DS - Densidade do solo (kg dm^{-3}); C - carbono orgânico (g kg^{-1}); Areia, silte, argila (g kg^{-1}).

A PTF5 apresentou o maior valor de R^2 ajustado, de 0,5923. Por outro lado, as PTF10 e PTF2 apresentaram os menores valores de R^2 , 0,0915 e 0,3401, respectivamente.

Na validação dos modelos (Tabela 4), observou-se que todas as PTFs superestimaram os valores de DS ($ME > 0$), e o maior valor (0,03) foi observado nas PTF2 e PTF4. Os menores valores de MAE, que variaram de 0,13 a 0,18, foram observados nas

PTF5, PTF11 e PTF12 e os maiores, foram constatados nas PTF2 e PTF10. Já no RMSE, o menor valor (0,18) foi observado nas PTF5, PTF7, PTF11 e PTF12. A PTF2 apresentou o maior RMSE, de 0,24.

Tabela 4. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) da densidade do solo (DS) estimada para cada PTF desenvolvida.

| PTF | ME | MAE | RMSE |
|-------|---------------------|------|------|
| | kg dm ⁻³ | | |
| PTF1 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF2 | 0,03 | 0,18 | 0,24 |
| PTF3 | 0,01 | 0,14 | 0,20 |
| PTF4 | 0,03 | 0,17 | 0,23 |
| PTF5 | 0,02 | 0,13 | 0,18 |
| PTF6 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF7 | 0,02 | 0,14 | 0,18 |
| PTF8 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF9 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF10 | 0,02 | 0,18 | 0,23 |
| PTF11 | 0,02 | 0,13 | 0,18 |
| PTF12 | 0,02 | 0,13 | 0,18 |

Após a estimativa da DS utilizando as 12 PTFs, calcularam-se os EC das amostras observadas e comparou-se com as amostras com DS estimadas. O valor de EC observado a 30 cm (Obs) variou de 11 Mg ha⁻¹ a 290 Mg ha⁻¹, com uma média de 62 Mg ha⁻¹ (Tabela 5). O valor máximo foi observado em amostras de Latossolo, considerados como Terras Pretas Arqueológicas, que são solos caracterizados pela alta fertilidade, coloração escura e presença de fragmentos cerâmicos (KÄMPF; KERN, 2005). Esses solos apresentaram elevado teor de C que, neste caso, chegou a 99 g kg⁻¹, em 30 cm de profundidade. O menor valor de EC foi observado em um solo arenoso sob pastagem no Piauí, onde o teor de C observado foi de no máximo 3,65 g kg⁻¹.

Tabela 5. Valores do estoque de carbono (Mg ha^{-1}) calculado a partir da densidade do solo observada (Obs) e da densidade do solo estimada a partir das 12 PTFs desenvolvidas.

| DS | Média | DP | Min | Q1 | Med | Q3 | Máx |
|-------|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | Mg ha^{-1} | | | | | | |
| Obs | 62,04 | 39,49 | 11,18 | 37,08 | 57,58 | 75,94 | 290,40 |
| PTF1 | 66,02 | 48,96 | 12,45 | 38,79 | 54,86 | 75,62 | 339,78 |
| PTF2 | 68,35 | 51,37 | 11,06 | 35,80 | 58,67 | 79,71 | 323,02 |
| PTF3 | 67,44 | 56,76 | 12,26 | 38,44 | 54,04 | 78,37 | 425,14 |
| PTF4 | 61,85 | 31,47 | 11,66 | 36,28 | 58,44 | 76,61 | 155,41 |
| PTF5 | 61,63 | 33,11 | 12,80 | 39,19 | 56,45 | 74,52 | 214,98 |
| PTF6 | 62,48 | 42,23 | 13,88 | 38,80 | 54,72 | 72,55 | 310,74 |
| PTF7 | 63,33 | 43,26 | 13,37 | 38,82 | 55,61 | 73,59 | 319,30 |
| PTF8 | 66,28 | 50,92 | 12,49 | 38,89 | 54,70 | 75,85 | 364,71 |
| PTF9 | 61,48 | 32,73 | 12,78 | 38,91 | 55,45 | 74,85 | 200,80 |
| PTF10 | 63,76 | 42,44 | 12,72 | 35,88 | 56,59 | 74,99 | 286,85 |
| PTF11 | 62,55 | 33,61 | 12,56 | 39,31 | 55,93 | 76,48 | 190,58 |
| PTF12 | 62,47 | 33,54 | 12,35 | 39,20 | 55,75 | 77,01 | 192,41 |

DS = Densidade do solo; Mín = valores mínimos; DP = desviopadrão; Q1 = 1º quartil; Q3 = 3º quartil; Med = valores medianos; Máx = valores máximos.

O EC do solo estimado para a profundidade 0-30 cm variou de 0,41 a 6,31 Mg ha^{-1} e apenas as PTF4, PTF5 e PTF9 apontaram valores subestimados de ME (Tabela 6). A PTF5, com melhor desempenho na estimativa da DS, apresentou menor MAE e menor RMSE na estimativa de EC, com valores de 6,21 Mg ha^{-1} e 12,88 Mg ha^{-1} , respectivamente (Tabela 6). A PTF6 e a PTF7 apresentaram MAE e RMSE muito próximos aos observados com a PTF5 e, assim, os valores dos erros na estimativa de EC ficaram próximos. A PTF10 também apresentou um baixo valor de MAE e RMSE na estimativa do EC e constitui uma boa alternativa para aplicação, uma vez que utiliza apenas o teor de C como atributo de entrada. Assim como na estimativa da DS, a PTF2 foi a que proporcionou o maior MAE e a PTF4 o maior RMSE.

Tabela 6. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) na estimativa do estoque de carbono em 30 cm de solo obtido com cada uma das doze funções de pedotransferência (PTFs) desenvolvidas.

| PTFs | ME | MAE | RMSE |
|-------|---------------------|-------|-------|
| | Mg ha ⁻¹ | | |
| PTF1 | 3,98 | 8,24 | 15,98 |
| PTF2 | 6,31 | 10,63 | 20,01 |
| PTF3 | 5,4 | 8,95 | 22,22 |
| PTF4 | -0,19 | 9,33 | 22,41 |
| PTF5 | -0,41 | 6,21 | 12,88 |
| PTF6 | 0,44 | 6,27 | 9,8 |
| PTF7 | 1,29 | 6,09 | 10,12 |
| PTF8 | 4,24 | 8,36 | 17,13 |
| PTF9 | -0,56 | 6,89 | 14,93 |
| PTF10 | 1,72 | 7,46 | 12,6 |
| PTF11 | 0,51 | 6,85 | 15,99 |
| PTF12 | 0,43 | 6,76 | 15,68 |

Esses resultados sugerem que erros médios da ordem de 0,01 - 0,02 kg dm³ no cálculo de DS não se propagaram na estimativa de EC e que a PTF5 proporcionou melhores resultados. Dessa forma, a estimativa DS por meio de uma das quatro PTFs que apresentaram baixos valores de MAE e de RMSE (PTF5, PTF6, PTF7 e PTF10), pode ser uma alternativa para o monitoramento dos EC dos solos, dependendo dos dados disponíveis.

Esses dados foram publicados no artigo científico intitulado “Efeito da estimativa da densidade do solo no cálculo de estoque de carbono” (BOSCHI et al., 2015), disponível no Apêndice.

4.3 Estimativa do estoque de carbono

Para a confirmação do bom desempenho da PTF na estimativa de DS, escolhida na etapa anterior, os valores obtidos para EC calculado utilizando valores de DS observados (ECobs), EC estimado por meio da PTF 5 (ECest) e EC calculado foram comparados com o modelo nulo, dado pelas 911 amostras de EC calculados com a DS média observada (1,38 kg dm⁻³), encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7. Valores de estoque de carbono (Mg ha^{-1}), calculados a partir da densidade solo observada (ECobs), da densidade do solo estimada a partir da PTF5 (ECest) e da densidade do solo calculada a partir do modelo nulo (EC nulo).

| | Min | Média | DP | Q1 | Med | Q3 | Máx |
|---------|------------|--------------|-----------|-----------|------------|-----------|------------|
| ECobs | 1,9 | 55,7 | 33,6 | 34,7 | 49,1 | 67,9 | 297,3 |
| ECest | 2,1 | 57,7 | 31,8 | 36,7 | 51,1 | 69,6 | 213,9 |
| EC nulo | 1,7 | 64,8 | 53,4 | 33,9 | 50,9 | 77,64 | 609,0 |

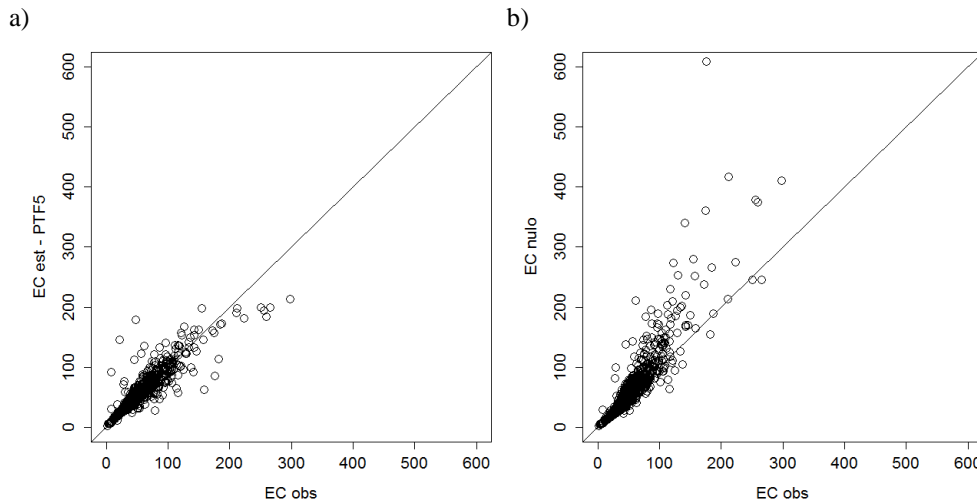
DS = Densidade do solo; Mín = valores mínimos; DP = desvio-padrão; Q1 = 1º quartil; Q3 = 3º quartil; Med = valores medianos; Máx = valores máximos.

No modelo nulo, os valores médios e máximos de EC (EC nulo) mostraram-se superiores aos valores de EC observados (EC obs) e estimados (EC est) (Tabela 7), indicando, que para o conjunto de dados deste trabalho a média de DS não seria uma alternativa confiável para estimar EC. Com base nos resultados dos indicadores estatísticos (Tabela 8), observou-se a diferença dos valores de EC calculada pelos dois modelos de estimativa de DS (PTF5 e modelo nulo). Comparando-se esses dados com os indicados na Tabela 6, observou-se que EC estimado pelo modelo nulo teve MAE superior ao de todas as PTFs testadas enquanto que o valor obtido com a PTF5 foi similar nos dois conjuntos de dados (subconjunto de validação (Tabela 6) e banco de dados completo (Tabela 7)). Mesmo sendo uma alternativa rápida, o modelo nulo (EC nulo) apresentou valores superestimados e dispersos, comparados com valores observados (Figura 9).

Tabela 8. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) na estimativa do estoque de carbono na camada 0-30 cm de solo obtido a partir de valores de densidade do solo estimada por meio de uma função de pedotransferência (EC est) e por meio do modelo nulo (EC nulo), dado pela média de densidade do solo observada.

| Modelo | ME | MAE | RMSE |
|---------------|---------------------|------------|-------------|
| | Mg ha^{-1} | | |
| EC est | 1,65 | 7,89 | 14,74 |
| EC nulo | 8,77 | 12,81 | 29,01 |

Figura 9. Valores de estoque de carbono (EC, em Mg ha^{-1}) estimado a partir de PTF (a) e modelo nulo (b) comparado com o observado.



Assim, foi possível confirmar que a PTF5 apresentou melhor desempenho na estimativa de DS e conseqüentemente, de EC. Portanto, a PTF5 foi aplicada em 4.540 amostras de camada 0-30 cm com DS faltante. Os valores de DS estimados variaram de $0,10 \text{ kg dm}^{-3}$ a $1,92 \text{ kg dm}^{-3}$, com média de $1,39 \text{ kg dm}^{-3}$ e desvio padrão de $0,19 \text{ kg dm}^{-3}$. O CV foi menor que 15%, configurando dados homogêneos.

4.4 Potencial de estoque de carbono na agricultura brasileira

Os 5.823 dados de EC referentes à camada 0-30 cm foram agrupados de duas formas: para os diferentes tipos de uso do solo (Tabela 9) e diferentes classes de solos (Tabela 10). Este procedimento foi adotado por Cerri et al. (BRASIL, 2006) que, no primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de GEE, calcularam o EC de 3.969 perfis de solos, separados por seis categorias de solo combinados com 15 categorias de vegetação. Por outro lado, Fidalgo et al. (2007), estimando o EC de 1.764 perfis de solos no Brasil, subdividiram a base de dados em quatro subgrupos, detalhando por classe de solo, por bioma, por uso do solo em diferentes biomas e, por último, em classe de solos, sob tipos de uso e biomas.

No agrupamento dos tipos de uso do solo (Tabela 9), os menores valores de EC foram observados em cultura anual e vegetação nativa ($0,10 \text{ Mg ha}^{-1}$). Os maiores valores máximos de EC foram observados em cultura anual, pastagem e vegetação nativa, com $297,3$

Mg ha⁻¹, 259,9 Mg ha⁻¹ e 253,6 Mg ha⁻¹, respectivamente. Nesta análise não foi considerada a classe nd, porque engloba situações muito variadas.

Tabela 9. Estatística descritiva dos valores de estoque de carbono (Mg ha⁻¹) estimado em diferentes classes de uso do solo.

| Uso | N | Mín | Média | DP | Q1 | Med | Q3 | Máx |
|-----------------------|------|------|-------|------|------|------|------|-------|
| Cultura anual em SPD | 10 | 36,9 | 59,9 | 20,7 | 46,5 | 55,8 | 62,5 | 110,8 |
| Cultura anual sem SPD | 730 | 0,1 | 52,2 | 31,3 | 31,8 | 46,6 | 66,7 | 297,3 |
| Cultura perene | 351 | 1,6 | 52,6 | 33,3 | 31,8 | 49,0 | 64,3 | 250,8 |
| Floresta plantada | 84 | 4,4 | 48,9 | 23 | 34,1 | 62,5 | 62,5 | 121,0 |
| ILP | 83 | 4,1 | 51,8 | 27,5 | 33,4 | 49,2 | 67,8 | 185,2 |
| ILPF | 65 | 0,4 | 50,5 | 32,9 | 26,2 | 50,5 | 71,3 | 146,6 |
| Pastagem | 2181 | 1,2 | 49,5 | 30,9 | 28 | 44,2 | 65,2 | 259,9 |
| Solo descoberto | 169 | 6,5 | 48,6 | 29,2 | 28,8 | 40,7 | 59,7 | 149,3 |
| Vegetação nativa | 702 | 0,1 | 52,5 | 34,7 | 30,7 | 46,3 | 65,9 | 253,6 |
| nd | 1448 | 2,9 | 57,9 | 36,7 | 35,8 | 50,5 | 71 | 483,9 |

N = número de amostras; Mín = valores mínimos; DP = desvio-padrão; Q1 = 1º quartil; Q3 = 3º quartil; Med = valores medianos; Máx = valores máximos; nd = não definido.

Na categoria cultura anual, onde foram incluídas as amostras sem SPD, envolvendo culturas de grãos e de hortaliças, com ou sem rotação de cultura, observaram-se valores de EC entre 0,10 Mg ha⁻¹ e 297,3 Mg ha⁻¹ e 52,2 Mg ha⁻¹ de média. Este valor está próximo do indicado por Souza e Guimarães (2013) que, avaliando EC em hortaliças no Espírito Santo, encontraram 56,6 Mg ha⁻¹ de EC após oito anos de rotação de culturas. Do mesmo modo, Freixo et al. (2002), em diferentes sistemas de preparo do solo e rotação de cultura com arroz, milho e soja, num Latossolo em Minas Gerais, obtiveram 52,6 Mg ha⁻¹ em SPD e 53,8 Mg ha⁻¹ em preparo convencional. Nas culturas perenes, que envolveram frutíferas, café e cana-de-açúcar principalmente, os valores de EC variaram de 1,6 Mg ha⁻¹ a 250,8 Mg ha⁻¹, com valor médio de 52,6 Mg ha⁻¹. Esse valor difere de Portugal et al. (2008), que observaram EC de 66,3 Mg ha⁻¹ em citros num Argissolo em Minas Gerais. Por outro lado, Cogo et al. (2013) apresentaram valores de EC, em cafezais, que variaram de 24,5 Mg ha⁻¹ a 37,8 Mg ha⁻¹, obtidos sob diferentes sistemas de controle de ervas daninhas.

Esses valores, embora diferentes dos encontrados na literatura, se situam em intervalos compatíveis com os observados por diversos autores que fizeram estimativa de EC em grandes conjuntos de dados. Assad et al. (2013) observaram EC em 30 cm variando de 27,3 a 123 Mg ha⁻¹ sob vegetação nativa, de 15 a 115 Mg ha⁻¹ em cultivos anuais e de 16 a

100 Mg ha⁻¹ em sistema de pastagem. Bernoux et al. (2002) encontraram valores de EC a 30 cm variando de 15 a 417 Mg ha⁻¹ para diferentes solos e usos da terra no Brasil.

A atividade floresta plantada apresentou valores de EC entre 4,40 Mg ha⁻¹ e 121,0 Mg ha⁻¹, com média de 48,9 Mg ha⁻¹ (Tabela 9). Espécies como *Eucalyptus* sp e *Pinus* sp têm sido largamente implantadas devido à uma elevada deposição de material vegetal nos solos, acumulando uma maior quantidade de C na serapilheira do que em florestas naturais. A decomposição mais lenta da serapilheira e a imobilização dos nutrientes são as principais causas do alto teor de nutrientes e C no solo florestal, resultando em elevadas quantidades de C estocados (CALDEIRA et al., 2002).

Nos sistemas integrados ILP e ILPF, os valores de EC médio foram de 51,8 Mg ha⁻¹ e 50,5 Mg ha⁻¹, respectivamente. Esses valores pouco diferem de Carvalho et al. (2010), que analisando o EC em ILP de diferentes localidades, observaram 61,4 Mg ha⁻¹ de C estocado em Rondônia, de 59,1 Mg ha⁻¹ a 62,8 Mg ha⁻¹ em Mato Grosso e 73,0 Mg ha⁻¹ em Goiás. Do mesmo modo, Marchão et al. (2009) mediram 69,6 Mg ha⁻¹ de C estocado em um ILP no Distrito Federal. Por outro lado, Neves et al. (2004), obtiveram EC de 47,9 Mg ha⁻¹ em ILP no estado de Minas Gerais. Esses autores ainda observaram resultados de EC, sob ILPF, de 45,4 Mg ha⁻¹ a 47,9 Mg ha⁻¹. Nos sistemas ILP e ILPF, o papel do componente florestal tem efeito comprovado no sequestro de C e aumento de EC no solo, visto que esses sistemas tendem a recuperar a baixa adição de resíduos orgânicos e a prática de revolvimento do solo, que afetam o EC (NEVES et al., 2008).

No agrupamento de dados de EC por tipos de solo (Tabela 10), o menor valor de C armazenado (0,10 Mg ha⁻¹) foi observado em um Argissolo. Os maiores valores mínimos foram encontrados em Vertissolos e Organossolos, com 20,4 Mg ha⁻¹ e 18,5 Mg ha⁻¹, respectivamente. Por outro lado, observaram-se os maiores valores máximos em um Cambissolo (297,3 Mg ha⁻¹) e em um Argissolo (265,8 Mg ha⁻¹). Do mesmo modo que nas classes de uso do solo, nesta análise não foi considerada a classe nd, porque engloba situações muito variadas.

Tabela 10. Valores de estoque de carbono (Mg ha^{-1}) em diferentes tipos de solo.

| Solo | n | Min | Média | DP | Q1 | Med | Q3 | Máx |
|------------------------|------|------|-------|------|------|-------|-------|-------|
| Argissolo | 1539 | 0,1 | 46,7 | 28,7 | 29,1 | 42,0 | 57,1 | 265,8 |
| Cambissolo | 497 | 4,6 | 57,6 | 33,4 | 37,2 | 51,3 | 74,5 | 297,3 |
| Chernossolo | 104 | 1,9 | 76,8 | 38,3 | 53,2 | 70,6 | 88,9 | 204,0 |
| Espodossolo | 49 | 7,3 | 58,2 | 52,3 | 23,2 | 41,9 | 57,5 | 223,1 |
| Gleissolo | 239 | 3,6 | 72,0 | 47,0 | 38,6 | 60,4 | 98,7 | 253,6 |
| Latossolo | 1554 | 2,9 | 53,2 | 27,6 | 35,1 | 51,7 | 67,6 | 211,5 |
| Luvissolo | 95 | 5,5 | 43,1 | 22,3 | 26,9 | 39,7 | 51,5 | 129,4 |
| Neossolo flúvico | 93 | 3,0 | 43,1 | 33,5 | 22,6 | 34,8 | 54,0 | 223,1 |
| Neossolo litólico | 302 | 7,4 | 56,7 | 33,9 | 32,7 | 48,3 | 75,3 | 210,8 |
| Neossolo quartzarênico | 195 | 2,0 | 34,5 | 28,2 | 18,9 | 25,9 | 42,8 | 215,0 |
| Neossolo regossolico | 37 | 3,1 | 30,8 | 23,9 | 16,7 | 23,4 | 36,4 | 103,7 |
| Nitossolo | 250 | 7,0 | 67,1 | 25,0 | 49,5 | 65,3 | 82,7 | 149,3 |
| Organossolo | 14 | 18,5 | 105,0 | 60,3 | 48,7 | 105,0 | 168,6 | 176,5 |
| Planossolo | 203 | 1,9 | 31,9 | 28,9 | 16,9 | 26,0 | 37,4 | 252,0 |
| Plintossolo | 228 | 3,5 | 47,9 | 32,4 | 27,8 | 40,5 | 58,3 | 201,3 |
| Vertissolo | 48 | 20,4 | 60,0 | 31,4 | 34,4 | 56,2 | 76,6 | 181,8 |
| nd | 376 | 2,9 | 59,1 | 43,9 | 33,9 | 51,1 | 72,4 | 483,9 |

N = número de amostras; nd = não definido; Mín = valores mínimos; DP = desvio-padrão; Q1 = 1º quartil; Q3 = 3º quartil; Med = valores medianos; Máx = valores máximos.

As classes Organossolo, Chernossolo e Gleissolo apresentaram os maiores valores médios ($105,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, $76,8 \text{ Mg ha}^{-1}$, $72,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente). Cabe destacar que Organossolos, Chernossolos e Gleissolos são solos que se caracterizam pelos teores elevados de MO, que pode estar em diferentes estágios de decomposição, particularmente para os dois últimos (SANTOS et al., 2013). Os valores médios observados para Latossolos e Argissolos, classes predominantes no Brasil, foram $53,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $46,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ respectivamente. Esse valores foram compatíveis com os níveis mundiais da base de dados WISE (BATJES, 1996), estimados em $57,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ em Latossolos e $51,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C armazenado em Argissolos.

Dada a importância dos Argissolos e dos Latossolos no Brasil e considerando o elevado número de observações de amostras de pastagens presentes no banco de dados (2181), foi feita a avaliação dos valores de EC para pastagens sobre Argissolos e Latossolos, separados por regiões geopolíticas (Tabela 11).

Tabela 11. Valores de estoque de carbono (Mg ha^{-1}) em pastagens sobre Argissolos e Latossolos, separados por regiões geopolíticas do Brasil.

| Solo | N | Min. | Média | DP | Q1 | Med | Q3 | Max. |
|---------------------|----------|-------------|--------------|-----------|-----------|------------|-----------|-------------|
| Norte | | | | | | | | |
| Argissolo | 68 | 1,2 | 73,1 | 35,1 | 17,1 | 28,6 | 42,6 | 259,9 |
| Latossolo | 46 | 10,7 | 60,1 | 35,3 | 17,3 | 32,1 | 49,5 | 103,1 |
| Nordeste | | | | | | | | |
| Argissolo | 160 | 5 | 37,8 | 21,2 | 23,5 | 32,8 | 46,9 | 120 |
| Latossolo | 94 | 4,9 | 43,8 | 21 | 30,1 | 40,1 | 58,7 | 112,3 |
| Centro-oeste | | | | | | | | |
| Argissolo | 81 | 3,4 | 49 | 35,6 | 35,98 | 24,6 | 69 | 155,3 |
| Latossolo | 164 | 2,9 | 39,1 | 25,2 | 15,32 | 11,5 | 57,4 | 119 |
| Sudeste | | | | | | | | |
| Argissolo | 138 | 6,3 | 51,2 | 27 | 36,1 | 45,7 | 59,2 | 188,3 |
| Latossolo | 219 | 4,8 | 59,1 | 22,6 | 44,5 | 57,3 | 69,7 | 131,8 |
| Sul | | | | | | | | |
| Argissolo | 36 | 7,4 | 62,3 | 34,1 | 37,9 | 52,8 | 83,1 | 148,9 |
| Latossolo | 26 | 18,3 | 78,5 | 32,4 | 62,4 | 85,4 | 99,7 | 125,6 |

N = número de amostras; Mín = valores mínimos; DP = desvio-padrão; Q1 = 1º quartil; Q3 = 3º quartil; Med = valores medianos; Máx = valores máximos.

Na região Norte, pastagens sob Argissolos apresentaram valores que variaram de $1,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $259,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ e média de $73,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Tabela 11). Em Latossolos, os valores de EC variaram de $10,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $103,1 \text{ Mg ha}^{-1}$, com média de $60,1 \text{ Mg ha}^{-1}$. Em trabalho realizado em duas localidades de RO, Moraes et al. (2002) observaram, em Latossolos, $38,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $44,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C estocados em áreas de 8 e 20 anos, respectivamente.

Na região Nordeste, dados de Argissolos, presentes em 160 perfis de solo, variaram de $5,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $120,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, com $37,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C estocado, em média (Tabela 11). Esse valor está abaixo de Costa et al. (2009) que observaram, em áreas bem manejadas com 2, 9 e 18 anos de pastejo, $75,7 \text{ Mg ha}^{-1}$, $75,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $65,4 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente, de C estocados na Bahia. Já em área sem manejo, esses autores obtiveram EC de $56,2 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Os Latossolos da região Centro-oeste apresentaram maior número de amostras, e valores mínimos e máximos de $2,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $119,0 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente (Tabela 11). Carvalho et al. (2010) observaram, sobre Latossolo, $72,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C estocados em áreas com mais de 21 anos de pastejo em Goiás. Esse resultado foi superior ao valor médio obtido nessa pesquisa, que foi de $39,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C estocado.

Na região Sudeste, o Latossolo apresentou valores entre 4,8 Mg ha⁻¹ e 131,8 Mg ha⁻¹ (Tabela 11). Já o valor médio (59,1 Mg ha⁻¹) foi inferior ao encontrado por Pulronik et al. (2009), que observaram 82,16 Mg ha⁻¹ de C estocados sobre pastagem em Minas Gerais. Porém, Neves et al. (2004), em estudo realizado para verificar as mudanças de EC em diversos sistemas de uso do solo em Latossolo, observaram 52,0 Mg ha⁻¹ de C estocados em pastagens.

Na região Sul, o EC em Latossolo variou de 18,3 Mg ha⁻¹ e 125,6 Mg ha⁻¹, com média de 78,5 Mg ha⁻¹. Esse valor foi superior ao observado por Rosset et al. (2014), que em Latossolo sob pastagem, no Paraná, obtiveram 44,6 Mg ha⁻¹ de C estocado.

As variações observadas no conjunto de dados analisados refletem a diversos fatores (condições edafoclimáticas, manejo do solo etc) que podem ocasionar o incremento ou diminuição dos teores de C no solo.

4.5 Potencial de estoque de carbono pela agricultura brasileira

Na estimativa do aumento do EC a partir de mudanças nas práticas de manejo e de uso do solo foram considerados três cenários. Inicialmente, em um cenário de adoção de SPD em 18 % das áreas de culturas anuais, o aumento do EC seria de 73.600.000 toneladas, equivalentes a 270.112.000 toneladas de CO₂ (Tabela 12). Nas pastagens, se 15 Mha de pastagens degradadas fossem recuperadas com ILP em 20% da área e com ILPF em 10% da área, o potencial de aumento de EC seria de 88.130.000 toneladas, equivalentes a 323.437.100 toneladas de CO₂ (Tabela 13).

Com essas mudanças, o potencial de aumento de CO₂ no solo com a adoção de SPD em oito milhões de hectares, de ILP em dez milhões de hectares de pastagens degradadas e de ILPF em cinco milhões de hectares de pastagens degradadas seria 593.549.100 toneladas de CO₂, isto é, 593,6 Gg de CO₂. Se considerarmos que a 3ª Comunicação Nacional do Brasil para a Convenção do Clima (BRASIL, 2016) aponta que o setor agropecuário brasileiro foi responsável pela emissão de 472,1 Gg de CO₂ em 2010, essas mudanças no manejo do solo compensariam emissões do setor.

Tabela 12. Estoque de carbono (EC) e potencial de CO₂ no solo, expressos em 1.000 toneladas¹, em áreas de cultura anual considerando um incremento de 18% de adoção de sistema de plantio direto (SPD).

| Situação | Atual | Com 18% de SPD |
|---|-------------|----------------|
| EC (toneladas ha ⁻¹) ² | 46,6 | 55,8 |
| Área (milhões ha) ³ | 44,6 | 8,0 |
| Potencial de aumento de ECest (1.000 toneladas) | - | 446.400 |
| EC total est (1.000 toneladas) ⁴ | 2.078.360 | 2.151.960 |
| Potencial de CO ₂ no solo (1.000 toneladas) ⁵ | 7.627.581,2 | 7.897.693,2 |

¹1.000 toneladas = 1 Gg; ²dados extraídos da Tabela 9; ³dados do Censo Agropecuário (IBGE, 2006); ⁴considerando 36,6 milhões de hectares sem adoção de SPD e 8 milhões de hectares com adoção de SPD; ⁵fator de conversão de C para CO₂ = 3,67.

Tabela 13. Estoque de carbono (EC) e potencial de CO₂, expressos em 1.000 toneladas¹, em solos de áreas de pastagens degradadas, considerando 20% da área de pastagens degradadas recuperadas com integração lavoura-pecuária (ILP); e 10% recuperadas com integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).

| Situação | Atual | 20% com ILP ⁴ | 10% com ILPF ⁴ |
|---|-----------|--------------------------|---------------------------|
| EC (toneladas ha ⁻¹) ² | 44,2 | 49,2 | 50,5 |
| Área degradada (milhões ha) ³ | 49,5 | 10 | 5 |
| Potencial de aumento de ECest (1.000 toneladas) | - | 492.000 | 252.500 |
| EC total est (1.000 toneladas) | 2.187.900 | 2.276.030 ⁴ | |
| Potencial de CO ₂ no solo (1.000 toneladas) ⁵ | 8.029.593 | 8.353.030,1 | |

¹1.000 toneladas = 1 Gg; ²dados extraídos da Tabela 9; ³dos 164,9 Mha de área total de pastagens, 49,5 Mha estariam em algum estágio de degradação; ⁴área degradada x 0,70 x EC pastagens + potencial de aumento de EC ILP + potencial de aumento de EC ILPF; ⁵fator de conversão de C para CO₂ = 3,67.

Embora não tenha sido avaliada a dinâmica desta mudança, ou seja, em quanto tempo esse aumento poderia ocorrer, esses valores de estoque ressaltam o papel do setor agropecuário brasileiro na mitigação das emissões de gases de efeito estufa no país. Idealmente, o aumento do EC é gradual e, dependendo do tipo de uso adotado, estabiliza em até 20 anos (GHG Protocol, 2014; BRASIL, 2014; SILVA, 2001). Essas estimativas são passíveis de mudanças e baseiam-se na viabilidade de aumentar a quantidade de C armazenada. De forma semelhante, Carvalho et al. (2010), em uma revisão de literatura, propuseram possíveis mudanças de uso da solo, na Mata Atlântica, e suas consequências no EC. Esses autores consideraram como mudanças de uso da terra a substituição do cultivo convencional por SPD, da pastagem degradada por floresta plantada, colheita mecanizada da

cana-de-açúcar, reflorestamento, entre outros, e observaram que, o potencial de sequestro de C dessas mudanças seria de 144 a 154 Tg ano⁻¹ (Tg = 10¹² g)

Esses modelos de estimativas de sequestro de C são comumente utilizados em estudos de emissões de CO₂ que, além de computar emissões oriundas da mudança do uso do solo, abrangem os setores de energia, de processos industriais, agropecuário e de tratamentos de resíduos (BRASIL, 2014).

Os cenários apresentados exigem a diversificação da produção, com a adoção de sistemas integrados, o que representa o aumento na complexidade de gestão do sistema de produção. Entretanto, os benefícios dos sistemas integrados vão além da mitigação de emissões de GEE em função do aumento do estoque de C no solo. Destacam-se como benefícios: aumento da atividade biológica e dos efeitos decorrentes do aumento de MO do solo, aumento da estabilidade de agregados, da resistência à erosão, proporciona conforto térmico para animais nos sistemas ILPF, intensificação da produtividade por aumento da taxa de lotação na pecuária, etc (BALBINO et al., 2011; GVAGRO, 2016).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o objetivo de estimar o estoque de carbono (EC) nos solos e propor estratégias de mitigação de emissões de gases de efeito estufa, a presente pesquisa apresentou um banco de dados de solos organizado, com dados oriundos da literatura que abrangeu todo o território nacional, composto por 10.461 amostras com 41 atributos do solo. O banco de dados proposto serve de subsídio para diversos estudos futuros e pode ser constantemente atualizado.

Todas as funções de pedotransferência, estabelecidas por meio de variáveis facilmente determináveis, superestimaram o valor da densidade do solo (DS). A função de pedotransferência 5 (PTF5) apresentou o melhor desempenho, dados o maior valor de R^2 ajustado e os menores valores do erro absoluto médio e da raiz quadrada do erro quadrático médio.

No cálculo de EC, quatro funções de pedotransferência (PTF5, PTF6, PTF7 e PTF10) apresentaram baixos valores de erro absoluto médio e de raiz quadrada do erro quadrático médio e, portanto, os valores dos erros ficaram próximos. A PTF 5, escolhida para estimar os dados faltantes de DS, apresentou melhor desempenho que o teste de modelo nulo, dado pela média de dados disponíveis. Portanto, na ausência de dados de DS, o uso de uma PTF simples é mais indicado do que o uso do modelo nulo. Os erros detectados na estimativa de DS por meio de PTF não se propagaram no cálculo de EC.

Os valores de EC de 5.837 amostras de camadas de 30 cm foram agrupados por tipos de uso do solo e por classes de solo. Os valores médios de EC, expressos em $Mg\ ha^{-1}$, para cada tipo de uso do solo foram: cultura anual em SPD (59,9); cultura anual sem SPD (52,2); cultura perene (52,6); floresta plantada (48,9); ILP (51,8); ILPF (50,5); pastagem (49,5); solo descoberto (48,6) e vegetação nativa (52,5). Os valores médios de EC, expressos em $Mg\ ha^{-1}$, para as diferentes classes de solo foram: Argissolo (46,7); Cambissolo (57,6); Chernossolo (76,8); Espodossolo (58,2); Gleissolo (72); Latossolo (53,2); Luvisolo (43,1); Neossolo flúvico (43,1); Neossolo litólico (56,7); Neossolo quartzarênico (34,5); Neossolo regossólico (30,8); Nitossolo (67,1); Organossolo (105); Planossolo (31,9); Plintossolo (47,9) e Vertissolo (60). Esses resultados foram coerentes com a literatura, mas cabe salientar que as estimativas realizadas neste estudo baseiam-se em informações retiradas de diversas fontes e que a confiabilidade desses dados é difícil de ser mensurada.

Foram simuladas três estratégias de mitigação de emissões de GEE a partir de práticas de manejo e mudanças de uso do solo, com o intuito de apresentar o potencial de

estoque de carbono desses novos cenários. Três dos principais tipos de uso e manejo do solo (ILPF, ILP e SPD) foram considerados nessa simulação por contribuírem no aumento dos EC. Com essas mudanças, o potencial de aumento de CO₂ no solo com a adoção de SPD em oito milhões de hectares, de ILP em dez milhões de hectares de pastagens degradadas e de ILPF em cinco milhões de hectares de pastagens degradadas seria 593.549.100 toneladas de CO₂, isto é, 593,6 Gg de CO₂. Essas mudanças compensariam emissões do setor agrícola brasileiro.

As estimativas apresentadas ressaltam o papel do setor agropecuário na mitigação das emissões de GEE e o positivo posicionamento do Brasil em aumentar as áreas com tecnologias de baixa emissão de C.

Paralelamente, além da mitigação das emissões de GEE, o armazenamento de C no solo pode favorecer o mercado de créditos de carbono no país. Assim, as informações devem ser consistentes na elaboração de projetos necessários para a efetivação desta categoria de mercado, que ainda está em evolução no Brasil.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBRECHT, A.; KANDJI, S. T. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.99, n.1, p.15-27, 2003.
- ALVARADO, J. R.; VEIGA, J. B.; SANTANA, A. C. Quantificação do carbono em sistemas de usodaterra no Distrito de José Crespo E Castillo, Peru. **Archivos Latinoamericanos de Produccion Animal**, v. 16, n. 3, pp. 130-142, 2008.
- AMADO, T. J. C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 189-197, 2001.
- ANDRADE, A. R. S. et al. Variabilidade espacial da densidade do solo sob manejo da irrigação. **Ciência e Agrotecnologia**, v.29, p. 322-329, 2005.
- ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1099-1108, 2007.
- ARRUDA, F. B.; ZULLO JR, J.; OLIVEIRA, J. B. Parâmetros de solo para o cálculo da água disponível com base na textura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 11, p.11-15, 1987.
- ASSAD, E. D. et al. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences** 10, p. 6141–6160, 2013.
- BALBINO, L. C. et al. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p.1-12, out. 2011b.
- BAKER, J. M. et al. Tillage and soil carbon sequestration: what do we really know? **Agriculture Ecosystem & Environment**, v.118, n.1, p.1-5, 2007.
- BARROS, A. H. et al. Pedotransfer functions to estimate water retention parameters of soils in Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 37, p. 379-391, 2013.
- BATJES, N. H. Development of a world data set of soil water retention properties using pedotransfer rules. **Geoderma**, v. 71, p.31-52, 1996.
- BATJES, N. H.; DIJKSHOORN, J. A. Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. **Geoderma**, v.89, p.273-286, 1999.
- BATJES, N. Management options for reducing CO₂-concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. Report 410-200-031. Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change & Technical Paper 30, International Soil Reference and Information Centre: Wageningen, 1999. 114 p.
- BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, v.47, n.2, p.151-163, 1996.

BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.687-694, 1999.

BAYER, C. et al. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.677-683, 2004.

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil Tillage Research**, v. 86, p. 237-245, 2006.

BENEDETTI, M. M. et al. Representatividade e potencial de utilização de um banco de dados de solos do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p.2591-2600, 2008.

BENITES, V. et al. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey report in Brazil. **Geoderma**, v. 139, p. 90-97, 2007.

BERNOUX, M. et al. Gases de efeito estufa e estoque de carbono nos solos: Inventário do Brasil. **Caderno de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 1, pp. 235-246, 2005.

BERNOUX, M. et al. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, p. 888-896, 2002.

BERNOUX, M. et al. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. **Soil Science Society of America Journal**, v.62, n.3, p.743-749, 1998.

BERNOUX, M. et al. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 26, p. 1-8, 2006.

BEUTLER, A. N. et al. Retenção de água em dois tipos de Latossolos sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.829-834, 2002.

BOSCHI et al. Efeito de estimativa de densidade do solo no cálculo de estoque de carbono. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v.2, n.1, p.8-16, 2015.

BOUMA, J. Using soil survey data for quantitative land evaluation. **Advances in Soil Science**, v. 9, p. 177-213, 1989.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília: MAPA/ACS, 2012, 173 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Cenário de carnes 2014/2015. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/arq_edit_or/file/camaras_setoriais/Aves_e_suinos/25RO/Cen%C3%A1rio%20Carnes%202014%202015.pdf. Visualizado em 08/09/2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa - Relatórios de Referência: Emissões e remoções de dióxido de carbono pelos solos por mudanças de uso da terra e calagem. Brasília: MCT, 2006, 49 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO (MCTI). 3ª Comunicação Nacional do Brasil para a Convenção do Clima da Organização das Nações Unidas. Sumário Executivo, 2016. 42 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO (MCTI). Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. ed. 2. Brasília: 2014, 168 p.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Carbono orgânico em solos florestais. In: SANGUETA, C. R. et al. (Ed.). As florestas e o carbono. Curitiba: p. 191-214, 2002.

CARVALHO, J. L. N. et al. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, v.103, p.342-349, 2009.

CARVALHO, J. L. N. et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.277-289, 2010.

CERRI, C.C. et al. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia. In: ALVAREZ V. V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, p.61-69, 1996.

CERRI, C.C. et al. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil, Use and Management**, 20, p. 248-254, 2004.

CERRI, C.C. et al. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R. et al. Carbon sequestration in soils of Latin America. Nova York, Haworth, pp.41-47, 2006a.

CERRI, C.C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e aquecimento global. Boletim Informativo. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p.40-44, 2007.

CERRI, C. C. et al. Greenhouse gas mitigations in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, 2010.

CERRI, C. C. et al. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, 62, pp. 23-28, 2011.

CERRI, C. E. P. et al. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 83-99, 2007a.

CHAGAS, C. S. Mapeamento digital de solos por correlação ambiental e redes neurais em uma bacia hidrográfica no domínio de mar de morros. 2006. 223 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.92, n. 2, p.147-158, 2002.

CHAVES, L. H. G.; FARIAS, C. H. A. Variabilidade espacial do estoque de carbono nos Tabuleiros Costeiros da Paraíba: Solo cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 3, n. 01, p. 20-25, 2008.

CIOTTA, M. N. et al. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.33, n.6, p.1161-1164, 2003.

CORBEELS, M et al. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports - Nature** 6, article 21450, 2016.

COGO, F. D. et al. Estoques de carbono orgânico do solo em cafezais sob diferentes sistemas de controle de plantas invasoras. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 3, p. 1089-1098, maio/jun. 2013.

COOPER, M. et al. A national soil profile database for Brazil available to international scientists. **Soil Science Society of America Journal**, v. 69, p.649-652, 2005.

COOTE, D. R.; McDONALD, K. B. The canadian soil database. In: SUMNER, M.E., ed. *Handbook of Soil Science*. Boca Raton, CRC Press, p.H41-H51, 1999.

CORAZZA, E. J. et al. 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.

COSTA, E. A.; GOEDERT, W. J.; SOUSA, D. M. S. Qualidade de solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, n.7, p.1185-1191, 2006.

COSTA, O. V. et al. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de Tabuleiro Costeiro no sul da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1137-1145, 2009.

COUTINHO, P. C. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos de solo na Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.45, p.195-203, 2010.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.179186, 2004.

DAWSON, J. J. C.; SMITH, P. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. **Science of the Total Environment**, v. 382, 165-190, 2007.

DE VOS, B. et al. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.69, n.2, p.500-510, 2005.

DESJARDINS, T. et al. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agriculture Ecosystem Environmental**, v.103, p.365-373, 2004.

DIAS-FILHO, M.B.; DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon Basin. In: MCCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L. & RICHEY, J.E., eds. *The biogeochemistry of the Amazon Basin*. New York, Oxford University Press, p.84-105, 2001.

DIXON, R. K. et al. Carbon pools and flux of global forest ecosystem. **Science**, v. 263, p. 185-180, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. Manual de métodos de análise de solo. 2ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo, 1997. 212p.

ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E.; REICH, P. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science of America Journal**, v.57, p.192–194, 1993.

FEARNSIDE, P. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**, v.36, n.3, p. 395-400, 2006.

FIDALGO, E. C. C. et al. Estoque de Carbono nos Solos do Brasil. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007. 27 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 121).

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). The digitized soil map of the world including derived soil properties. Rome, 1996. CDROM.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). Statistical yearbook 2013: World food and agriculture. Rome, 2013, 356 p.

FONTANA, A. et al. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, p.847-853, 2006.

FRAZÃO, L. A. et al. Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, p.1198-1204, 2010.

FREITAS, P. L. et al. 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.

FREIXO, A. A. et al. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.425-434, 2002.

FUJISAKI, K. et al. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. **Global Change Biology**, v.21, n.7, 2015.

GVAGRO - CENTRO DO ESTUDO DO AGRONEGÓCIO. Intensificação da pecuária brasileira: seus impactos no desmatamento evitado, na produção de carnes e na redução de emissões de gases de efeito estufa. São Paulo, 2016, 24 p.

GREENHOUSE GAS PROTOCOL (GHG PROTOCOL). Agriculture Guidance Project Overview. 2014. Disponível em: http://www.ghgprotocol.org/AgricultureGuidance/BrazilAgricultureGuidance_ProjectOverview. Visualizado em 04/07/2016.

GOUVELLO, C; SORES-FILHO, B. S.; NASSAR, A. Estudo de baixo carbono para o Brasil. Uso da Terra, Mudanças do Uso da Terra e Floresta. Banco Mundial, 2010, 288 p.

GROPPO, J. D. et al. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, 12, 4765–4780, 2015.

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

HUNTINGTON, T. G. et al. Carbon, organic matter, and bulk density relationships in a forested spodosol. **Soil Science**, v.148, n.5, p.380-386, 1989.

HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J. Marked differences between van Genuchten soil waterretention parameters for temperate and tropical soils: A new waterretention pedotransfer functions developed for tropical soils. **Geoderma**, v. 108, p.155-180, 2002.

HOUGHTON, R. A. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. In: LAL, R. et al. eds. Soils and global change. Boca Raton, CRC Lewis Publishers, pp.45-65, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/lspa_201507_4.shtm. Visualizado em 14/05/2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Revised 1996 IPCC Guidelines for National GREENHOUSE Gas Inventories. Paris; 1997.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate change 2001: The scientific basis. Cambridge, Cambridge University, 2001, 881p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2007: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by S. Solomon et al., Cambridge Univ.Press, New York, 2007.

KÄMPF, N.; KERN, D. C. O solo como registro da ocupação humana pré-histórica na Amazônia. In: VIDALTORRADO, P.; ALLEONI, L.R.F.; COOPER, M.; SILVA, A.P. & CARDOSO, E.J. (Eds.) Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 277-320, 2005.

KAUR, R.; KUMAR, S.; GURUNG, H. P. A pedotransfer function soil data and its comparison with existing PTFs. Australian Journal of Soil Research, v.40, n.5, p.847-857, 2002.

KLEIN, A. M. et al. Importance of crop pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the royal society B: biological sciences**, v. 274, n. 1.608, p. 303-313, 2007.

LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B. A. World soils as a source or sink for radiatively active gases. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A., eds. Soil management and greenhouse effect. Boca Raton, CRC Lewis Publishers, p.17, 1995a.

LAL, R. et al. World soils and greenhouse effect: an overview. In: Soils and global change. (eds. R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B. A. Stewart). **Advances in Soil Sciences**, CRC Press. Boca Raton, pp. 1–7, 1995b.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v.304, p.1623-1627, 2004.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE INFORMAÇÕES GEOREFERENCIADAS (LAPIG). Disponível em: <https://www.lapig.iesa.ufg.br/lapig/index.php/novos-dados-e-ferramentas/719-disponivel-sexta-versao-do-mapa-sintese-da-area-de-pastagem-msp-para-o-territorio-brasileiro>. Visualizado em 21/07/2016.

LEITE, L. F. C. et al. Total C and N storage and organic C pools of a Red Yellow Podzolic under conventional and no tillage at the Atlantic Forest Zone, Southeastern Brazil. **Australian Journal of Soil Research**, v.41, n.4, pp.717-730, 2003.

LOPES-ASSAD, M.L. et al. Estimativa de água retida em solos a partir de granulometria, teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica. In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005, Recife -PE. XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2005.

LOPES-ASSAD, M.L.; ALMEIDA, J. Agricultura e sustentabilidade: contexto, desafios e cenários. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 29, n.1, p. 11-7, 2004.

LUGATO, E. et al. Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. **Global Change Biology**, v.20, p.3557–3567, 2004.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v.28, n.2, p. 329-334, 2005.

MANRIQUE, L. A; JONES, C. A. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. **Soil Science Society of America Journal**, v.55, n.2, p. 476-481, 1991.

MARCHÃO, L. R. et al. 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.

McBRATNEY, A. B. et al. From pedotransfer functions to soil inference systems. **Geoderma**, v.109, p.41-73, 2002.

MELLO, F. F. C. Estoques de carbono do solo na mudança do uso da terra para o cultivo de cana-de-açúcar na região Centro Sul do Brasil. 102 p. Tese (Doutorado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MINASNY, B., SULARMAN, Y., MCBRATNEY, A. B. Is Soil carbon disappearing? The dynamic of soil carbon in Java. **Global Change Biology**, 2010.

MORAES, J. L. et al. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon Basin. **Soil Science Society of America Journal**, n. 59, p. 244-247, 1995.

MORAES, J. F. L. de et al. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the Western Brazilian Amazon Basin. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1369-1376, 2002

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J.O. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2003, 626 p.

MURTY, D. et al. 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.

NEGRA, C. et al. Indicators of carbon storage in US ecosystem. Baseline for territorial carbon. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, p. 1376-1382, 2008.

NEMES, A. et al. Description of the unsaturated soil hydraulic database. UNSODA version 2.0. **Journal of Hydrology**, v. 251, p.151-162, 2001.

NEMES, A. et al. Evolution of different procedures to interpolate particle size distributions to achieve compatibility within soil databases. **Geoderma**, v.90, p.87-202, 1999.

NEMES, A.; QUEBEDEAUX, B.; TIMLIN, D. J. Ensemble approach to provide uncertainty estimates of soil bulk density. **Soil Science Society of America Journal**, v.74, n.6, p.1938-1945, 2010.

NEVES, C. M. N. et al. Estoque de carbono em sistemas agrossilvipastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região noroeste do estado de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, p. 1038–1046, 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.

PACHEPSKY, Y. A; RAJKAI, K.; TÓTH. B. Pedotransfer in soil physics: trends and outlook – a review. **Agrokém és Talajtan**, v. 64, n.2, p. 339–360, 2015.

PAUSTIAN, K. et al. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, v.48, p.147-163, 2000.

PULROLNIK, K. et al. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de solos sob eucalipto, pastagem e Cerrado no vale do Jequitinhonha MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1125-1136, 2009.

PORTUGAL, A. F. et al. Determinação de estoques totais de carbono e nitrogênio e suas frações em sistemas agrícolas implantados em Argissolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2091-2100, out. 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: the R Foundation for Statistical Computing. 2014. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.

RAMAKRISHNAN, R.; GEHRKE, J. Database management systems. Nova York: McGrawHill, 3 ed., 1065 p., 2003.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1609-1623, 2007.

RESCK, D. V. S. et al. Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado. In: SANTOS, G.A. et al., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, p.359-417, 2008.

ROCHA, M. T. Aquecimento e o seqüestro de carbono em projetos agroflorestais. **Revista Ecologia**, n. 151, 2000.

SÁ, J. C. M. et al. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. **Soil Science Society of American Journal**, v.65, p. 1486–1499, 2001.

SALTON, J. C. et al. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.11-21, 2008.

SAMBUICHI, R. H. R. et al. Sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios. Brasília: IPEA, 2012. p. 147. (Texto para Discussão, n. 1.782).

SANTOS, H. G. dos et al. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3 ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 353 p., 2013.

SANTOS, H. G. dos et al. O novo mapa de Solos do Brasil: Legenda atualizada. Embrapa Solos, 2011. (Documento n. 130).

SANTOS, J. T. dos et al. Atributos físicos e químicos do solo de áreas sob pastejo na Micro Região do Brejo Paraibano. **Ciência Rural**, v. 40, n. 12, p. 2486-2492, 2010.

SCHROEDER, P. E.; WINJUM, J. K. Assessing Brazil's carbon budget: 1. Biotic carbon pools. **Forest Ecology and Management**, v. 75, p. 77-86, 1995.

SHARPENSEEL, H. Preface to workshop "Management of carbon in tropical soils under global change: science, practice and policy". **Geoderma**, v.79, p. 18, 1997.

SHAW, C. H. et al. The importance of tree species and soil taxonomy to modeling forest soil carbon stocks in Canada. **Geoderma Regional**, v. 4, p.114–125, 2015.

SILVA, R. R. Qualidade do solo em função de diferentes sistemas de manejo na região Campos das Vertentes, Bacia Alto Rio Grande-MG. Lavras. 97p. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal de Lavras, 2001.

SIQUEIRA-NETO, M. et al. Soil carbon stocks under no tillage mulch based cropping systems in the Brazilian Cerrado: an onfarm synchronic assessment. **Soil & Tillage Research**, 110, pp. 187-195, 2010.

SOIL SURVEY STAFF -SSS. National soil information system (NASIS): Soil interpretation and information dissemination subsystem. Draft requirements statement. Lincoln, USDA, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, 1991. 67p.

SOUZA, E. D. et al. Estoque de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetidos a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.6, p. 1829-1836, 2009.

SOUZA, J. L.; GUIMARÃES, G. P. Estoque de carbono e fertilidade do solo em sistemas de adubação orgânica e mineral de hortaliças, em oito anos de rotação. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v.3, n.2, p.9-18, 2013.

SOUZA, Z. M. et al. Variabilidade espacial de atributos físicos de um Latossolo Vermelho sob cultivo de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.8, p.51-58, 2004.

STÜRMER, S. L. K. et al. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 241250, 2011.

TIETJE, O.; TAPKENHINRICHS, M. Evaluation of pedotransfer functions. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, n.4, p.1088-1095, 1993.

TOMASELLA, J.; HODNETT, M. G. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. **Soil Science**, v.163, n.3, p.190-202, 1998.

VAN ENGELEN, V. W. P. SOTER: The world soils and terrain database. In: SUMNER, M.E., ed. Handbook of Soil Science. Boca Raton, CRC Press, p.H19-H28, 1999.

VIANA, E. T. et al. Atributos físicos e carbono orgânico em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, n.6, p.2015-2114, 2011.

VISCARA-ROSSEL, R. A. et al. Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change. **Global Change Biology**, v.20, p.2953–2970, 2015.

WANG, Y. et al. Regional-scale variation and distribution patterns of soil saturated hydraulic conductivities in surface and subsurface layers in the loessial soils of China. **Journal of Hydrology**, v. 487, p. 13-23, 2013.

WÖSTEN, J. H. M. et al. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. **Geoderma**, n. 90, p.169-185, 1999.

XU, L. et al. Differences in pedotransfer functions of bulk density lead to high uncertainty in soil organic carbon estimation at regional scales: Evidence from Chinese terrestrial ecosystems. **Biogeosciences**, v.120, n.8, p.1567-1575, 2015.

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

ZINN, Y.L.; LAL, R.; RESCK, D.V.S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, v.127, 168-173, 2005.

ZINN, Y. L. et al . Perfis de carbono orgânico do solo nas regiões Sul e Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais: modelagem em profundidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n. 5, p. 1395-1406, 2012.

APÊNDICE

Recebido em: 23/07/2015. Aceito em: 22/11/2015

Revista
Ciência, Tecnologia & Ambiente

Efeito de estimativa de densidade do solo no cálculo de estoque de carbono

Raquel Stucchi Boschi^{1*}, Maria Leonor Ribeiro Casimiro Lopes-Assad², Gabriela Pereira da Silva
Souza³, Ana Carolina Martins Cidin⁴, Eduardo Delgado Assad⁵

¹Pós-doutoranda na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Bolsista FAPESP, *e-mail (autor para correspondência): raboschi@gmail.com

²Professora Titular na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, Campus Araras / SP, Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente – PPGAA.

³Graduanda do curso de Engenharia Agrônoma, Universidade Federal de São Carlos.

⁴Mostranda na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, Araras/SP, PPGAA.

⁵Pesquisador, Embrapa Informática Agropecuária, Bolsista CNPq.

RESUMO

Monitorar o estoque de carbono em solos tem sido um desafio para atender políticas que promovam a adoção de práticas agrícolas de baixa emissão de carbono. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de valores estimados de densidade do solo no cálculo do estoque de carbono em solos brasileiros. Utilizando dados de 974 amostras de solos, 12 funções de pedotransferência (PTF) foram desenvolvidas (664 dados) e testadas (310 dados), para estimar valores de densidade do solo (DS). O desempenho de cada PTF foi avaliado por meio do R^2 . Na validação, a acurácia da predição foi medida com base no cálculo do erro médio, do erro absoluto médio e da raiz quadrada do erro médio quadrático. Todas as funções superestimaram o valor de DS, sendo a função 5 (PTF 5) a que apresentou o melhor desempenho. No cálculo do estoque de carbono (EC), quatro funções (PTF5, PTF6, PTF7 e PTF10) apresentaram baixos valores de erro absoluto médio e de raiz quadrada do erro médio quadrático e os valores dos erros no cálculo de EC ficaram próximos. Conclui-se que os erros detectados na estimativa de valores de densidade do solo não se propagam no cálculo do estoque de carbono.

Palavras-chave: banco de dados de solos; pedometria; solos tropicais

ABSTRACT

Monitoring the carbon stock in soils has been a challenge to address policies that promote the adoption of agricultural practices of low-carbon. The objective of this study was to evaluate the effect of estimated values of soil density on the carbon stock calculation in Brazilian soils. Using 974 soil samples, 12 pedotransfer functions (PTF) for soil bulk density (DS) estimation were developed (664 data) and tested (310 data). The performance of pedotransfer functions was assessed by R^2 , and in the validation, the accuracy of prediction was measured based on the mean error, the mean absolute error, and the root mean squared error. All functions overestimated DS values and one of them (PTF 5) presented the best performance. In the soil carbon stock (EC) calculation, four functions (PTF5, PTF6, PTF7, and PTF10) had low values of mean absolute error and root mean squared error. Thus, the values of errors in soil carbon stock estimations were close. We conclude that the errors found in the estimation of bulk density by pedotransfer functions are not propagated in the calculation of soil carbon stock.

Keywords: soil data set; pedometry; tropical soils.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o Brasil tem implantado políticas públicas para atender às metas voluntárias assumidas na Convenção do Clima, realizada em Copenhague, em 2009, que visam contribuir para a redução das emissões de gases de efeito estufa. Uma das metas é monitorar os estoques de carbono (EC) em solos, para estimular a adoção de práticas agrícolas de baixa emissão de carbono. Portanto, é importante dispor de informações de solos que permitam a regionalização segura de políticas públicas.

As estimativas de EC no solo dependem do teor de carbono (C) e da densidade do solo (DS), usada para converter C em porcentagem de peso seco para peso de C por unidade de área (HOWARD et al., 1995). Porém, essas variáveis apresentam grande variabilidade espacial e temporal e sua quantificação é trabalhosa, pouco precisa e gera impactos negativos no ambiente (MACHADO, 2005).

Funções de pedotransferência (PTFs) para determinação da DS foram desenvolvidas a partir de conjuntos de dados específicos (BERNOUX et al., 1998; HAN et al., 2012; HONG et al., 2013), entre outros. Mas o desempenho desses modelos em conjuntos de dados diferentes do utilizado na sua geração é incerto e pode não ser satisfatório (DE VOS et al., 2005; BENITES et al., 2007).

Assim, o mais seguro é utilizar uma PTF desenvolvida para dados da área de aplicação ou para uma área com solos de gênese semelhante (NEMES et al., 2010). A estimativa de DS pode ser feita por meio de diferentes atributos de solos de fácil determinação. As frações argila, areia e silte são conhecidas por terem efeito sobre a DS (MANRIQUE; JONES, 1991; DE VOS et al., 2005). Kaur et al. (2002) utilizaram teores de argila, silte, areia e C. No Brasil, Bernoux et al. (1998), Tomasella e Hodnett (1998) e Benites et al. (2007) usaram os atributos teores de argila, silte, C e o pH em água.

Em vista do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de valores estimados de

densidade do solo no cálculo do estoque de carbono em solos brasileiros.

MATERIAL E MÉTODOS

Inicialmente foi organizado um banco de dados com informações de solos disponíveis em artigos científicos, dissertações e teses publicadas. Os atributos presentes no banco foram: local da amostra, data da coleta, classificação do solo, número do perfil, tipo de horizonte ou camada, profundidade final e inicial da amostra, espessura do horizonte ou camada, uso do solo, composição granulométrica (teores de areia fina e grossa, de silte e de argila), densidade do solo, pH (H₂O, CaCl₂ e KCl) e teor de carbono (C).

Após a avaliação crítica dos dados, para ajuste e padronização de unidades, foram eliminadas as linhas com dados faltantes e as que continham dados duvidosos (granulometria idêntica para todos os horizontes; erro maior que 2% na soma das frações granulométricas; dados de amostras coletadas em áreas erodidas ou resultantes de ensaios de compactação). Com isso, as PTFs para estimativa de DS foram estabelecidas a partir de dados de 974 amostras de solos. Os teores de argila, areia, silte e C e o pH em água (pH H₂O) foram utilizados como atributos preditores para o desenvolvimento das PTFs.

O conjunto de dados foi dividido de forma aleatória e 664 dados (68%) foram utilizados para calibração dos modelos e 310 dados (32%) para validação dos modelos (Tabela 1). Foram testados modelos disponíveis na literatura (MANRIQUE; JONES, 1991; DE VOS et al., 2005; KAUR et al., 2002; BERNOUX et al., 1998; TOMASELLA; HODNETT, 1998; BENITES et al., 2007).

Como estes não apresentaram desempenho satisfatório, foram desenvolvidas 12 PTFs para estimativa da DS, testando-se modelos de regressão linear simples, múltipla e polinomiais de segunda ordem.

As variáveis preditoras foram os teores de areia, silte, argila e C, logaritmo natural de C (ln C) e pH (H₂O). Na validação dos modelos, a acurácia da predição foi medida pela comparação dos valores

estimados com os observados. Esta comparação foi feita com base no cálculo de erro médio (ME), do erro absoluto médio (MAE) e da raiz quadrada do erro quadrático médio. O ME indica se os dados foram subestimados ou superestimados, o MAE representa a magnitude do erro obtido e o RMSE pode ser interpretado como o desvio padrão do erro de predição (TIETJE; TAPKENHINRICH, 1993).

A quantificação do EC foi feita no conjunto de validação dos modelos. Inicialmente foi feita a estimativa de DS usando-se as PTFs desenvolvidas na etapa anterior. Considerou-se a camada 0-30 cm de solo, de acordo com recomendação do IPCC/UNEP/OECD/IEA (1997). No cálculo de EC foram utilizados 233 dados de horizontes ou camadas, correspondentes a 65 perfis de solos, visto que foram

eliminados dados referentes a camadas inferiores a 30 cm.

O estoque de carbono (EC, em Mg ha⁻¹) do solo foi calculado conforme Howard et al. (1995) (Eq. 1), usando-se valores observados de DS e valores estimados por meio de cada uma das 12 PTFs geradas.

$$EC(\text{Mg ha}^{-1}) = C(\%) \times DS(\text{kg dm}^{-3}) \times \text{espessura}(\text{cm}) \quad (1)$$

Finalmente, foi feita a comparação do EC calculado com EC estimado e foram calculados os respectivos erros.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os atributos dos conjuntos de dados utilizados na calibração e na validação dos modelos apresentaram valores similares (Tabela 1).

Tabela 1. Estatística descritiva dos dados dos conjuntos utilizados.

| Atributo | Média | DP | Min | Q1 | Mediana | Q3 | Max |
|---|-------|------|------|------|---------|------|-------|
| Conjunto de calibração (n = 664) | | | | | | | |
| Areia (g kg ⁻¹) | 503 | 245 | 15 | 290 | 540 | 698 | 966 |
| Silte (g kg ⁻¹) | 159 | 118 | 10 | 85 | 125 | 190 | 696 |
| Argila (g kg ⁻¹) | 338 | 197 | 2 | 180 | 320 | 475 | 920 |
| pH H ₂ O | 5,3 | 0,7 | 3,5 | 4,9 | 5,4 | 5,8 | 8,2 |
| C (g kg ⁻¹) | 14,9 | 13,1 | 0,6 | 6,8 | 11,4 | 18,2 | 111,7 |
| DS (kg dm ⁻³) | 1,4 | 0,25 | 0,45 | 1,23 | 1,43 | 1,58 | 2,1 |
| Conjunto de validação (n = 310) | | | | | | | |
| Areia (g kg ⁻¹) | 468 | 261 | 20 | 230 | 510 | 674 | 951 |
| Silte (g kg ⁻¹) | 163 | 118 | 10 | 83 | 130 | 210 | 680 |
| Argila (g kg ⁻¹) | 369 | 208 | 1 | 211 | 340 | 559 | 910 |
| pH H ₂ O | 5,4 | 0,7 | 3,8 | 4,9 | 5,4 | 5,9 | 7,1 |
| C (g kg ⁻¹) | 15,3 | 11,9 | 1,3 | 7,3 | 11,9 | 19,9 | 99,1 |
| DS (kg dm ⁻³) | 1,36 | 0,25 | 0,46 | 1,19 | 1,41 | 1,56 | 1,8 |

DP - desvio padrão; Min - valor mínimo; Max - valor máximo; Q1 - 1º quartil; Q3 - 3º quartil; DS - densidade do solo; C - carbono orgânico.

No conjunto de calibração, 29% das amostras foram classificadas como de textura argila (Cl), 21% como franco argilo arenosa (SaCilo) e 17% como textura franco arenosa (SaLo) (Figura 1A). No conjunto de validação, 39% das amostras foram classificadas como de textura argila (Cl), 25%

como franco argilo arenosa (SaCilo) e 13% como textura franco arenosa (SaLo) (Figura 1B). O teor de carbono (g kg⁻¹) na Figura 1 está expresso de acordo com o tamanho dos círculos e observa-se que, em ambos os conjuntos, os teores de carbono mais elevados ocorreram em solos siltosos.

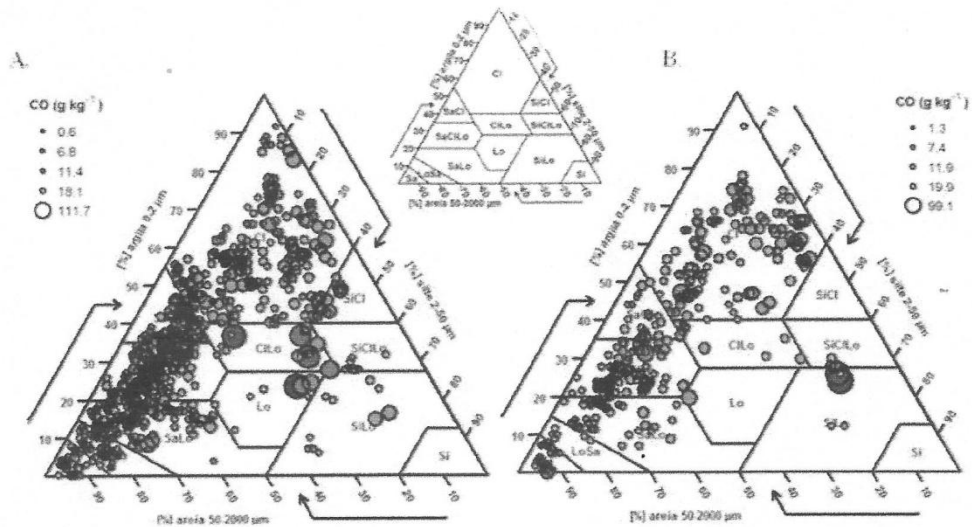


Figura 1. Triângulo textural proposto pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (SOIL SURVEY STAFF, 1951), com as classes de textura e com o teor de carbono (CO) expresso pelo diâmetro dos círculos: (A.) conjunto de calibração; (B.) conjunto de validação. Cl = argilosa; SaCl = argilo arenosa; SaCLo = franco argilo arenosa; Sa = arenosa; LoSa = areno siltosa; SaLo = franco arenosa, ClLo = franco argilosa; Lo = franca; SiCl = argilo siltosa; SiCLo = franco argilo arenosa; SiLo = franco siltosa; Si = siltosa.

As maiores correlações com DS foram observadas para os teores de areia e de argila (Figura 2). O coeficiente de correlação de Pearson (r) apresentou valores positivos para

todos os atributos (areia: $r = 0,63$; argila: $r = 0,60$; pH (H₂O): $r = 0,31$; e silte: $r = 0,32$), com exceção do carbono ($r = -0,54$).

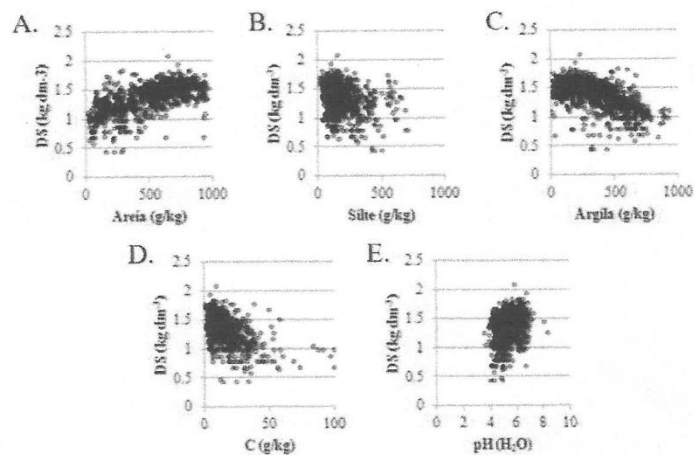


Figura 2. Plots da densidade do solo (DS) versus teores de areia (A), silte (B) e argila (C), carbono orgânico (C) (D) e pH em água (pH H₂O) (E).

Os 12 modelos desenvolvidos (Tabela 2) apresentaram valores de R^2 entre 0,09 e 0,59 indicando que as variáveis predictoras explicaram de 9% a 59% da variância da DS. PTFs desenvolvidas por outros autores e utilizando de 60 a mais de 19 mil dados apresentaram valores de R^2 de 0,41 a 0,75.

Manrique e Jones (1991) desenvolveram uma PTF para 19.651 dados de perfis estudados nos USA, Havaí, Porto Rico e outros países e encontraram um R^2 de 0,41 ao estimar DS a partir de dados de carbono orgânico. Huntington et al. (1989) obtiveram um R^2 de 0,75 para estimar DS a partir de teores de

matéria orgânica de 60 dados de solos. Utilizando 224 amostras de solos de uma mesma região (microbacias hidrográficas no Distrito de Almora, na Índia) e as mesmas variáveis adotadas neste trabalho,

Kaur et al. (2002) obtiveram um R^2 de 0,50. Utilizando atributos químicos e físicos de 1.542 horizontes de solos do Brasil, Benites et al. (2007) encontraram R^2 ajustado variando de 0,488 a 0,709.

Tabela 2. Funções de pedotransferência (PTFs) desenvolvidas para estimar a densidade do solo (DS) e seu desempenho avaliado pelo coeficiente de determinação ajustado (R^2).

| Modelos | PTFs | R^2 |
|---------|---|--------|
| 1 | $DS = 1,076 + (0,0006355 \text{Areia})$ | 0,4023 |
| 2 | $DS = 1,495 + (0,000622 \text{Silte})$ | 0,0915 |
| 3 | $DS = 1,646 - (0,000747 \text{Argila})$ | 0,3617 |
| 4 | $DS = 1,562 - (0,011217C)$ | 0,3572 |
| 5 | $DS = 1,112 + (0,0002913 \text{Areia}) - (0,007817C) - (0,0002217 \text{Argila}) + (0,06125 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,5923 |
| 6 | $\log DS = 0,0494 + (0,0003201 \text{Areia}) - (0,09596C) - (0,00002059 \text{Argila}) + (0,06428 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,5262 |
| 7 | $DS = 1,123 + (0,0003687 \text{Areia}) - (0,12011 \log C) - (0,00008775 \text{Argila}) + (0,07601 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,5567 |
| 8 | $DS = 1,247 + (0,0004609 \text{Areia}) - (0,0002475 \text{Argila})$ | 0,4107 |
| 9 | $DS = 1,541 + (0,0002017 \text{Areia}) - (0,0003757 \text{Argila}) - (0,008141C)$ | 0,5683 |
| 10 | $DS = 1,8515 + (0,18856 \log CO)$ | 0,3401 |
| 11 | $DS = 0,9872 + (0,0003752 \text{Areia}) - (0,00007724C^2) - (0,0002302 \text{Argila}) + (0,06110 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,543 |
| 12 | $DS = 1,034 + (0,0003176 \text{Areia}) - (0,00008003C^2) - (0,0000004179 \text{Argila}^2) + (0,05532 \text{pHH}_2\text{O})$ | 0,5576 |

DS - densidade do solo (kg dm^{-3}); C - carbono orgânico (g kg^{-1}); Areia, silte, argila em g kg^{-1} .

A PTF5 apresentou um R^2 ajustado de 0,5923, superior ao das demais PTFs. As PTF7, PTF9, PTF11 e PTF12 apresentaram valores muito próximos de R^2 , sendo que destas, a mais simples (PTF9) apresentou o maior valor. Todas as PTFs, com destaque para a PTF2 e a PTF4, superestimaram o valor da DS ($ME > 0$) (Figura 3 e Tabela 3).

O MAE (Tabela 3) variou de 0,13 a 0,18, sendo o menor valor observado para as PTF5, PTF11 e PTF12 e o maior valor para as PTF2 e PTF10. O RMSE (Tabela 3) variou de 0,18 a 0,24, sendo que as PTF5, PTF7, PTF11 e PTF12 apresentaram o menor valor e a PTF2 o maior. O RMSE é um dos índices mais utilizados na avaliação de PTFs (DONATELLI et al., 2004). Na literatura, observa-se uma ampla gama de valores obtidos tanto no ajuste de modelos,

quanto na avaliação de modelos já disponíveis. Al-Qinna e Jaber (2013) obtiveram valores de RMSE entre 0,12 e 0,40 no desenvolvimento de PTFs por diferentes métodos.

Sequeira et al. (2014) utilizaram um método mais robusto (Random Forest) na geração de PTFs e obtiveram valores de RMSE entre 0,10 e 0,15. Na avaliação de PTFs disponíveis na literatura, De Vos et al. (2005) encontraram RMSE entre 0,20 e 0,56. Nanko et al. (2014) também avaliaram PTFs disponíveis na literatura e os valores de RMSE variaram de 0,15 a 0,54.

As PTF5, PTF11 e PTF12 apresentaram os menores valores do MAE e do RMSE sendo, portanto, consideradas as melhores. Considerando o valor do R^2 ajustado, a PTF5 foi a que apresentou o melhor desempenho (Tabela 3).

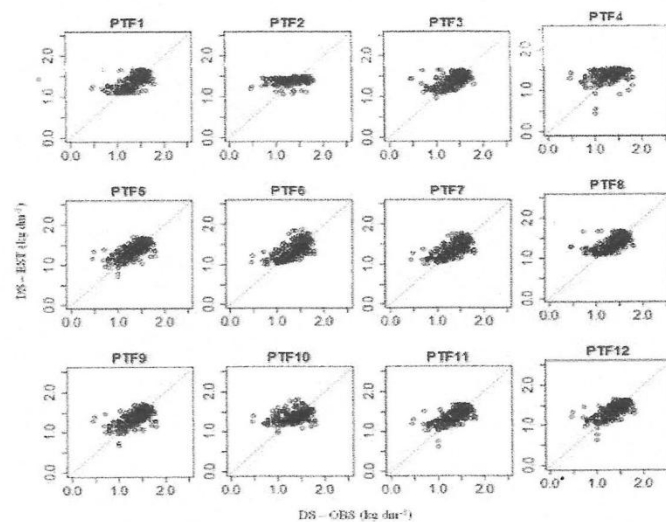


Figura 3. Densidade do solo estimada (EST) pelas 12 funções de pedotransferência desenvolvidas versus densidade do solo observada (OBS).

Tabela 3. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) da densidade do solo (DS) estimada para cada PTF desenvolvida.

| PTF | ME | MAE | RMSE |
|-------|---------------------|------|------|
| | kg dm ⁻³ | | |
| PTF1 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF2 | 0,03 | 0,18 | 0,24 |
| PTF3 | 0,01 | 0,14 | 0,20 |
| PTF4 | 0,03 | 0,17 | 0,23 |
| PTF5 | 0,02 | 0,13 | 0,18 |
| PTF6 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF7 | 0,02 | 0,14 | 0,18 |
| PTF8 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF9 | 0,01 | 0,14 | 0,19 |
| PTF10 | 0,02 | 0,18 | 0,23 |
| PTF11 | 0,02 | 0,13 | 0,18 |
| PTF12 | 0,02 | 0,13 | 0,18 |

O valor do EC observado a 30 cm (Obs) variou de 11 Mg ha⁻¹ a 290 Mg ha⁻¹, com uma média de 62 Mg ha⁻¹ (Tabela 4). O valor máximo foi observado para amostras de Terras Pretas Arqueológicas, solos com alta fertilidade, coloração escura e presença de fragmentos cerâmicos (KÄMPF; KERN, 2005). Estes solos apresentaram elevado teor de C que, neste caso, chegou a 99 g kg⁻¹, a 30 cm de profundidade. O menor valor de EC foi observado em um solo arenoso sob pastagem no Piauí, onde o teor de C observado foi de no máximo 3,65 g kg⁻¹. Assad et al. (2013) observaram EC a 30 cm variando de 27,3 a 123 Mg ha⁻¹ sob vegetação nativa, de 15 a 115 Mg ha⁻¹ em cultivos anuais e de 16 a 100 Mg ha⁻¹ em

sistema de pastagem. Bernoux et al. (2002) encontraram valores de EC a 30 cm variando de 15 a 417 Mg ha⁻¹ para diferentes solos e usos no Brasil.

No presente estudo, 75% dos valores de EC a 30 cm, calculados por meio de PTF para estimar densidade, situaram-se entre 72,55 e 79,71 Mg ha⁻¹ (Q3), ou seja, próximos ao EC observado, que foi de 75,94 Mg ha⁻¹ (Tabela 4). Por outro lado, os valores máximos de EC calculados por meio das PTFs apresentaram discrepâncias quando comparados com o valor máximo observado (290 Mg ha⁻¹), ocorrendo valores muito abaixo, como na PTF4 (155 Mg ha⁻¹), e valores muito acima, como na PTF3 (425 Mg ha⁻¹) (Tabela 4).

Tabela 4. Valores do estoque de C (Mg ha^{-1}) calculado a partir da densidade do solo observada (Obs) e da densidade do solo estimada a partir das 12 PTFs desenvolvidas.

| DS | Média | DP | Min | Q1 | Mediana | Q3 | Max |
|-------|---------------------|-------|-------|-------|---------|-------|--------|
| | Mg ha^{-1} | | | | | | |
| Obs | 62,04 | 39,49 | 11,18 | 37,08 | 57,58 | 75,94 | 290,40 |
| PTF1 | 66,02 | 48,96 | 12,45 | 38,79 | 54,86 | 75,62 | 339,78 |
| PTF2 | 68,35 | 51,37 | 11,06 | 35,80 | 58,67 | 79,71 | 323,02 |
| PTF3 | 67,44 | 56,76 | 12,26 | 38,44 | 54,04 | 78,37 | 425,14 |
| PTF4 | 61,85 | 31,47 | 11,66 | 36,28 | 58,44 | 76,61 | 155,41 |
| PTF5 | 61,63 | 33,11 | 12,80 | 39,19 | 56,45 | 74,52 | 214,98 |
| PTF6 | 62,48 | 42,23 | 13,88 | 38,80 | 54,72 | 72,55 | 310,74 |
| PTF7 | 63,33 | 43,26 | 13,37 | 38,82 | 55,61 | 73,59 | 319,30 |
| PTF8 | 66,28 | 50,92 | 12,49 | 38,89 | 54,70 | 75,85 | 364,71 |
| PTF9 | 61,48 | 32,73 | 12,78 | 38,91 | 55,45 | 74,85 | 200,80 |
| PTF10 | 63,76 | 42,44 | 12,72 | 35,88 | 56,59 | 74,99 | 286,85 |
| PTF11 | 62,55 | 33,61 | 12,56 | 39,31 | 55,93 | 76,48 | 190,58 |
| PTF12 | 62,47 | 33,54 | 12,35 | 39,20 | 55,75 | 77,01 | 192,41 |

DS - densidade do solo; DP - desvio padrão; Min - valor mínimo; Max - valor máximo; Q1 - 1º quartil; Q3 - 3º quartil.

Das 12 PTFs desenvolvidas, apenas as PTF4, PTF5 e PTF9 subestimaram ($\text{ME} < 0$) o cálculo do EC em 30 cm de solo. A PTF5, considerada a de melhor desempenho, está entre as que obtiveram menor MAE e menor RMSE, com valores de 6,21 Mg ha^{-1} e 12,88 Mg ha^{-1} , respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Valores do erro médio (ME), erro médio absoluto (MAE) e da raiz quadrada do erro médio quadrático (RMSE) na estimativa do estoque de carbono em 30 cm de solo obtido com cada uma das doze funções de pedotransferência (PTFs) desenvolvidas.

| PTFs | ME | MAE | RMSE |
|-------|---------------------|-------|-------|
| | Mg ha^{-1} | | |
| PTF1 | 3,98 | 8,24 | 15,98 |
| PTF2 | 6,31 | 10,63 | 20,01 |
| PTF3 | 5,4 | 8,95 | 22,22 |
| PTF4 | -0,19 | 9,33 | 22,41 |
| PTF5 | -0,41 | 6,21 | 12,88 |
| PTF6 | 0,44 | 6,27 | 9,8 |
| PTF7 | 1,29 | 6,09 | 10,12 |
| PTF8 | 4,24 | 8,36 | 17,13 |
| PTF9 | -0,56 | 6,89 | 14,93 |
| PTF10 | 1,72 | 7,46 | 12,6 |
| PTF11 | 0,51 | 6,85 | 15,99 |
| PTF12 | 0,43 | 6,76 | 15,68 |

A PTF6 e a PTF7 apresentaram MAE e RMSE muito próximos aos observados para a PTF5 na estimativa da DS e consequentemente os valores dos erros para EC ficaram próximos. A PTF10 também apresentou um baixo valor de MAE e RMSE

na estimativa do EC e constitui uma boa alternativa para aplicação, uma vez que utiliza apenas o teor de carbono como atributo de entrada. Já a PTF2 foi a que obteve maior MAE e a PTF4 o maior RMSE.

Esses resultados indicam que erros observados nas estimativas de DS não se propagaram no cálculo de EC. A confirmação por meio dos testes realizados neste trabalho constitui uma importante contribuição para a definição de estratégias de monitoramento de EC em solos brasileiros. Dependendo dos dados disponíveis, pode-se estimar DS por meio de uma das quatro PTFs (PTF5, PTF6, PTF7 e PTF10) que apresentaram baixos valores de MAE e de RMSE e medir o teor de carbono (ou de matéria orgânica) do solo, que constitui análise de rotina em laboratórios de solos.

CONCLUSÕES

1. Todas as funções de pedotransferência, estabelecidas por meio de variáveis facilmente determináveis, superestimaram o valor da densidade do solo.

2. A função de pedotransferência 5 (PTF5) apresentou o melhor desempenho, dados o maior valor de R^2 ajustado e os menores valores do erro absoluto médio e da raiz quadrada do erro quadrático médio.

3. No cálculo do estoque de carbono, quatro funções de pedotransferência (PTF5, PTF6, PTF7 e

PTF10) apresentaram baixos valores de erro absoluto médio e de raiz quadrada do erro quadrático médio e, portanto, os valores dos erros no cálculo do estoque de carbono ficaram próximos.

4. Os erros detectados na estimativa de densidade do solo por meio de função de pedotransferência não se propagaram no cálculo de estoque de carbono.

REFERÊNCIAS

- AL-QINNA, M. I.; JABER, S. M. Predicting soil bulk density using advanced pedotransfer functions in an arid environment. *Transactions of the ASABE - American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 56, n. 3, p. 963-976, 2013.
- ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; GROppo, J. D.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences*, v. 10, n. 1, p. 6141-6160, 2013.
- BERNOUX, M., ARROUAYS, D., CERRI, C. C., VOLKOFF, B., JOLIVET, C. Bulk densities of Brazilian Amazon soils related to other soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, v. 62, n. 3, p. 743-749, 1998.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M. D. S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal*, v. 66, n. 3, p. 888-896, 2002.
- DE VOS, B.; VAN MEIRVENNE, M.; QUATAERT, P.; DECKERS, J.; MUYS, B. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 69, n. 2, p. 500-510, 2005.
- DONATELLI, M.; ACUTIS, M.; NEMES, A.; WOSTEN, H. Methods to evaluate pedotransfer function: Integrated indices for pedotransfer function. In: Pachepsky, Y. A.; Rawls, W. J., (Eds.). *Development of pedotransfer function in soil hydrology*. Amsterdam: Elsevier Science, 2004. p. 357-411.
- HAN, G.-Z.; ZHANG, G.-L.; GONG, Z.-T.; WANG, G.-F. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density in China. *Soil Science*, v. 177, n. 3, p. 158-164, 2012.
- HONG, S. Y.; MINASNY, B.; HAN, K. H.; KIM, Y.; LEE, K. Predicting and mapping soil available water capacity in Korea. *PeerJ*, e71, p. 1-31, 2013.
- HOWARD, P. J. A.; LOVELAND, P. J.; BRADLEY, R. I.; DRY, F. T.; HOWARD, D. M.; HOWARD, D. C. The carbon content of soil and its geographical distribution in Great Britain. *Soil use and management*, v. 11, n. 1, p. 9-15, 1995.
- HUNTINGTON, T. G.; JOHNSON, C. E.; JOHNSON, A. H.; SICCAMI, T. G.; RYAN, D. F. Carbon, organic matter, and bulk density relationships in a forested spodosol. *Soil Science*, v. 148, n. 5, p. 380-386, 1989.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. *Revised 1996 IPCC Guidelines for National GREENHOUSE Gas Inventories*. Paris: 1997.
- KÄMPF, N.; KERN, D. C. O solo como registro da ocupação humana pré-histórica na Amazônia. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P.; CARDOSO, E. J. (Eds.). *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. p. 277-320.
- KAUR, R.; KUMAR, S.; GURUNG, H. P. A pedotransfer function soil data and its comparison with existing PTFs. *Australian Journal of Soil Research*, v. 40, n. 5, p. 847-857, 2002.
- MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. *Química Nova*, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.
- MANRIQUE, L. A.; JONES, C. A. Bulk-density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, v. 55, n. 2, p. 476-481, 1991.
- NANKO, K.; UGAWA, S.; HASHIMOTO, S.; IMAYA, A.; KOBAYASHI, M.; SAKAI, H.; ISHIZUKA, S.; SATORU, M.; NAGAHARU, T.; MASAMICHI, T.; SHINJI, K. A pedotransfer function for estimating bulk density of forest soil in Japan affected by volcanic ash. *Geoderma*, v. 213, p. 36-45, 2014.

- NEMES, A.; QUEBEDEAUX, B.; TIMLIN, D. J. Ensemble approach to provide uncertainty estimates of soil bulk density. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 6, p. 1938-1945, 2010.
- SEQUEIRA, C. H.; WILLS, S. A.; SEYBOLD, C. A.; WEST, L. T. Predicting soil bulk density for incomplete database. **Geoderma**, v. 213, p. 64-73, 2014.
- SOIL SURVEY STAFF. **Soil survey manual**. Washington: Department of Agriculture Handbook 18, 1951.
- TIETJE, O.; TAPKENHINRICH, M. Evaluation of pedotransfer functions. **Soil Science Society of America Journal**, v.57, n.4, p.1088-1095, 1993.
- TOMASELLA, J.; HODNETT, M. G. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. **Soil Science**, v. 163, n. 3, p. 190-202, 1998.