

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Geociências – IGC
Programa de Pós-Graduação em Geografia

Paula Karen Mota

**AVALIAÇÃO DA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: aplicação dos
conceitos e levantamento da capacidade de estabilização do carbono por diferentes solos
brasileiros**

Belo Horizonte
2023

Paula Karen Mota

AVALIAÇÃO DA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: aplicação dos conceitos e levantamento da capacidade de estabilização do carbono por diferentes solos brasileiros

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Geografia.

Orientadora: Profa. Dra. Adriana Monteiro da Costa

Coorientador: Prof. Dr. Fábio Soares de Oliveira

Belo Horizonte
2023

M917a
2023 Mota, Paula Karen.
Avaliação da provisão de serviços ecossistêmicos [manuscrito] : aplicação dos conceitos e levantamento da capacidade de estabilização do carbono por diferentes solos brasileiros / Paula Karen Mota. – 2023.
86 f., enc. II. (principalmente color.)

Orientadora: Adriana Montelro da Costa.
Co-orientador: Fábio Soares de Oliveira.
Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2023.
Bibliografia: f. 70-86.

1. Serviços ambientais – Teses. 2. Pagamentos por serviços ambientais – Teses. 3. Carbono – Teses. 4. Solos – Teor de compostos orgânicos – Teses. I. Costa, Adriana Montelro da. II. Oliveira, Fábio Soares de. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Geociências. IV. Título.

CDU: 631.417.1



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
COLEGIADO DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

FOLHA DE APROVAÇÃO

**"AVALIAÇÃO DA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: APLICAÇÃO DOS CONCEITOS E
LEVANTAMENTO DA CAPACIDADE DE ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO POR DIFERENTES SOLOS
BRASILEIROS"**

PAULA KAREN MOTA

Tese de Doutorado defendida e aprovada, no dia **22 de dezembro de 2023**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

Caroline Delpupo Souza

IFMG

Marcio Rocha Francelino

UFV

Marcos Gervásio Pereira

UFRRJ

Frederico Wagner de Azevedo Lopes

IGC/UFMG

Cristiane Valéria de Oliveira

IGC/UFMG

Belo Horizonte, 22 de dezembro de 2023.



Documento assinado eletronicamente por **Marcos Gervasio Pereira, Usuário Externo**, em 22/12/2023, às 11:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristiane Valeria de Oliveira, Professora do Magistério Superior**, em 22/12/2023, às 19:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Caroline Delpupo Souza, Usuário Externo**, em 25/12/2023, às 09:59, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Frederico Wagner de Azevedo Lopes, Professor do Magistério Superior**, em 27/12/2023, às 10:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcio Rocha Francelino, Usuário Externo**, em 01/01/2024, às 20:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2907071** e o código CRC **32239CFA**.

Assim como todo trabalho que desenvolvo, dedico ao meu querido avô Petronilo que me ensinou em vida a importância dos estudos e de buscar fazer o bem. Também dedico a minha grande amiga Marcela (Celinha), minha maior companheira desta trajetória, você me resgatou em momentos que eu não conseguiria mais voltar sozinha.

RESUMO

Os Serviços Ecossistêmicos (SE) constituem benefícios essenciais derivados do funcionamento dos ecossistemas naturais e, desde a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005), ganharam destaque em temas como políticas públicas, mercados financeiros e agendas internacionais. Contudo, ainda hoje persistem desafios conceituais e classificatórios que limitam a aplicação prática do conceito e a efetividade de instrumentos como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Nesse cenário, os solos se destacam como elemento estratégico por prover múltiplos SE, especialmente serviços relacionados ao carbono, uma vez que o estoque de carbono orgânico no solo é apontado como estratégia de mitigação das mudanças climáticas. Estudos recentes evidenciam que solos como Latossolos, Nitossolos e Argissolos possuem maior capacidade de estabilização de carbono (CECARB), configurando áreas prioritárias para investimentos em PSA voltados à mitigação das mudanças climáticas, enquanto Neossolos, Espodossolos e Planossolos apresentam menor CECARB e conseqüentemente se caracterizam como áreas de maior vulnerabilidade ou potenciais para emissões. Nesse sentido, a integração dos atributos edáficos nas avaliações de SE, por meio de sistemas taxonômicos como o SiBCS, associada à padronização conceitual proposta por classificações internacionais como a CICES, é essencial para reduzir incertezas, fortalecer a relação solo-ecossistema e subsidiar políticas públicas. Assim, a adoção de abordagens unificadas e baseadas em evidências pode ampliar a clareza, objetividade e transparência na valoração dos SE, promovendo maior efetividade na implementação de esquemas de PSA e contribuindo para a conservação e uso sustentável dos recursos naturais em cenários de mudanças ambientais globais.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos; Pagamento por Serviços Ambientais (PSA); Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES); carbono; solos brasileiros.

ABSTRACT

Ecosystem Services (ES) constitute essential benefits derived from the functioning of natural ecosystems and, since the Millennium Ecosystem Assessment (2005), have gained prominence in areas such as public policies, financial markets, and international agendas. However, conceptual and classificatory challenges still persist, limiting the practical application of the concept and the effectiveness of instruments such as Payments for Ecosystem Services (PES). In this context, soils stand out as a strategic element by providing multiple ES, particularly those related to carbon, given that soil organic carbon stocks are recognized as a key strategy for mitigating climate change. Recent studies demonstrate that soils such as Oxisols, Nitisols, and Ultisols exhibit greater carbon stabilization capacity (CECARB in portuguese), thereby constituting priority areas for PES investments aimed at climate change mitigation, whereas Entisols, Spodosols, and Planosols show lower CECARB and consequently are characterized as more vulnerable areas or potential sources of emissions. Thus, the integration of edaphic attributes into ES assessments, through taxonomic systems such as the Brazilian Soil Classification System (SiBCS in portuguese), combined with conceptual standardization proposed by international classifications such as CICES, is essential to reduce uncertainties, strengthen the soil–ecosystem relationship, and support public policies. Accordingly, the adoption of unified, evidence-based approaches can enhance clarity, objectivity, and transparency in the valuation of ES, thereby promoting greater effectiveness in the implementation of PES schemes and contributing to the conservation and sustainable use of natural resources in the context of global environmental change.

Keywords: ecosystem services; Payment for Environmental Services (PES); Common International Classification of Ecosystem Services (CICES); carbon; brazilian soils.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo do modelo cascata proposto por Haines-Young e Potschin (2018).....	14
Figura 2 - Diagrama de itens de relatório preferidos para revisões sistemáticas e meta-análises (PRISMA).....	23
Figura 3 - Categorias de enfoque de pesquisa das 58 publicações que compuseram o banco de dados.	24
Figura 4 - Categorias de enfoque de pesquisa associadas aos biomas brasileiros e quantitativo de esquemas brasileiros de PSA por biomas e serviços ambientais.....	25
Figura 5 - Número de citações de cada esquema brasileiro de PSA encontrado na literatura	27
Figura 6 - Fluxograma metodológico para avaliação da Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) no solo.	43
Figura 7 - Mapa de solos do Brasil na escala 1:5.000.000 (Embrapa, 2011). Classes das variáveis do solo analisadas, segundo Embrapa (2014), e suas respectivas reclassificações para análise da Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB).....	52
Figura 8 - Resultado da Análise de Decisão Multicritério (ADMC) de Pesos de Evidências com as respectivas classes de Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) no solo.	53

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Publicações que não apresentaram serviço ambiental claramente definido pelos autores..	30
Quadro 2 - Publicações que apresentaram serviços ambientais finais e suas respectivas condições para pagamentos diretos, definidos pelos autores para os esquemas de PSA analisados.....	33
Quadro 3 - Atributos dos solos e suas respectivas classes analisadas que influenciam na estabilização do carbono.....	44
Quadro 4 - Característica geral dos solos brasileiros para cada variável analisada a partir das informações levantadas no BD Solos.....	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teor médio de Carbono Orgânico (CO) por perfil de solo.	47
Tabela 2 - Notas atribuídas para cada classe dos atributos analisados.....	48
Tabela 3 - Escala de julgamento de Saaty.....	49
Tabela 4 - Comparação pareada entre os elementos avaliados neste trabalho.	49
Tabela 5 - Intervalos de abrangência e cores atribuídas às classes para representação da CECARB. ...	50
Tabela 6 - Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) em relação aos diferentes tipos de solos..	54
Tabela 7 - Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) em relação aos diferentes biomas brasileiros.	55

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	11
1.1 Objetivo Geral.....	16
1.2 Objetivos Específicos.....	16
1.3 Questões norteadoras da pesquisa	17
1.4 Estrutura e organização da Tese.....	17
2 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE OS ESQUEMAS, CONCEITOS E PRÁTICAS NO BRASIL.....	19
2.1 Resumo	19
2.2 Introdução	19
2.3 Metodologia	22
2.4 Resultados e Discussões.....	24
2.4.1 Tendências das publicações sobre os esquemas de PSA brasileiros	24
2.4.2 Como os esquemas incorporam os conceitos de serviços ambientais	28
2.4.2.1 Esquemas que não apresentam o serviço ambiental claramente definido	28
2.5 Conclusão.....	38
3 CAPACIDADE DE ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO COMO UM CRITÉRIO DE AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE DIFERENTES TIPOS DE SOLOS BRASILEIROS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS.....	39
3.1 Resumo	39
3.2 Introdução	39
3.3 Metodologia	42
3.4 Resultados	50
3.5 Discussão	55
3.5.1 CECARB em relação às diferentes classes de solos brasileiros	55
3.5.2 CECARB nos solos em relação aos diferentes biomas brasileiros.....	59
3.5.3 CECARB em relação à provisão de serviços ecossistêmicos (se).....	64
3.6 CONCLUSÃO	66
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
REFERÊNCIAS.....	70

1 INTRODUÇÃO GERAL

Serviços Ecossistêmicos (SE) são os benefícios que as pessoas obtêm direta ou indiretamente do funcionamento dos ecossistemas naturais (Costanza *et al.*, 1997; MEA, 2005). Esse conceito foi introduzido em 1981 por Paul e Anne Ehrlich (Ehrlich; Ehrlich, 1981), com o intuito de ressaltar a importância que os sistemas e funções ecológicas possuem para a humanidade e, assim, despertar a consciência pública para a conservação ambiental (Costanza *et al.*, 1997, 2017; Daily, 1997; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Vihervaara; Rönkä; Walls, 2010). Desde a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), a literatura sobre SE cresceu exponencialmente (Costanza *et al.*, 2014; Fisher; Turner; Morling, 2009; Parron *et al.*, 2018) e o uso do conceito ultrapassou o espaço acadêmico atingindo agendas internacionais, políticas públicas e setores financeiros (Daily *et al.*, 2000; Filoche, 2017; Hahn; Stavins, 1992; Stavins, 2010).

Nas três últimas décadas, os SE se tornaram pautas fundamentais para a tomada de decisões, principalmente por meio da ampla promoção de soluções baseadas na natureza e mercados de SE, como esquemas de PSA (Pagamentos por Serviços Ambientais) e mecanismos de REDD+ (Redução das emissões de gases de efeito estufa provenientes do desmatamento e degradação florestal em países em desenvolvimento) (Engel; Pagiola; Wunder, 2008; Pagiola; Landell-Mills; Bishop, 2002; Salles; Salinas; Paulino, 2017; Sunderlin *et al.*, 2015; Wunder, 2005). No entanto, a ascensão do interesse pelos SE também resultou em uma aplicação do conceito muitas vezes divergente do propósito original. Kull *et al.* (2015) apresentaram como o uso do conceito pode ser, muitas vezes, altamente político e criar novas relações de poder, mercado e propriedade sobre bens comuns ou públicos. Por consequência, é comum encontrar iniciativas que não definem claramente os SE que serão negociados (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Mota *et al.*, 2023; Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Muradian *et al.*, 2010; Salles; Salinas; Paulino, 2017; Superti; Aubertin, 2015) e que usam da capacidade retórica do termo para aumentar a captação de recursos ou alcançar objetivos políticos (Fearnside, 2012; Kull; Arnauld De Sartre; Castro-Larrañaga, 2015).

Outro fator que dificulta a aplicação do conceito é que a literatura também diverge ao estabelecê-lo, apresentando outras definições como Serviços Ambientais (SA) (Derissen; Latacz-Lohmann, 2013). Enquanto alguns autores definem SE e SA como sinônimos (Conceição; Börner; Wunder, 2015; Engel; Pagiola; Wunder, 2008; Mota *et al.*, 2023; Pagiola; Platais; Sossai, 2019; Parron *et al.*, 2019; Vihervaara; Rönkä; Walls, 2010; Zanella; Schleyer;

Speelman, 2014), outros conceituam SE como os benefícios gerados pelos ecossistemas naturais, independente da atuação humana, e SA como as iniciativas antrópicas que possibilitam a provisão dos SE (Brasil, 2021; Muradian *et al.*, 2010). Nesse sentido, o conceito de SA é considerado mais amplo e por isso abrange todos os serviços, tanto os naturais, quanto os serviços oriundos dos ecossistemas manejados pelos humanos (Muradian *et al.*, 2010; Wunder, 2005).

Definir e classificar os SE é a base para o seu gerenciamento, seja para medi-los, mapeá-los ou valorá-los, como também para garantir transparência nas avaliações e mercados financeiros. Por isso os sistemas de classificação são tão importantes, pois eles ajudam na comunicação e definição do que será medido de forma padronizada (Haines-Young; Potschin, 2018). Há diferentes propostas para classificar os serviços ecossistêmicos, sendo os pioneiros o trabalho desenvolvido por Costanza *et al.* (1997), a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005) e A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade (TEEB, 2008). A partir dessas classificações outras propostas foram sugeridas, incluindo a Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES) (Haines-Young; Potschin, 2018) e o sistema de Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP) (Pascual *et al.*, 2017) utilizado pela Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES).

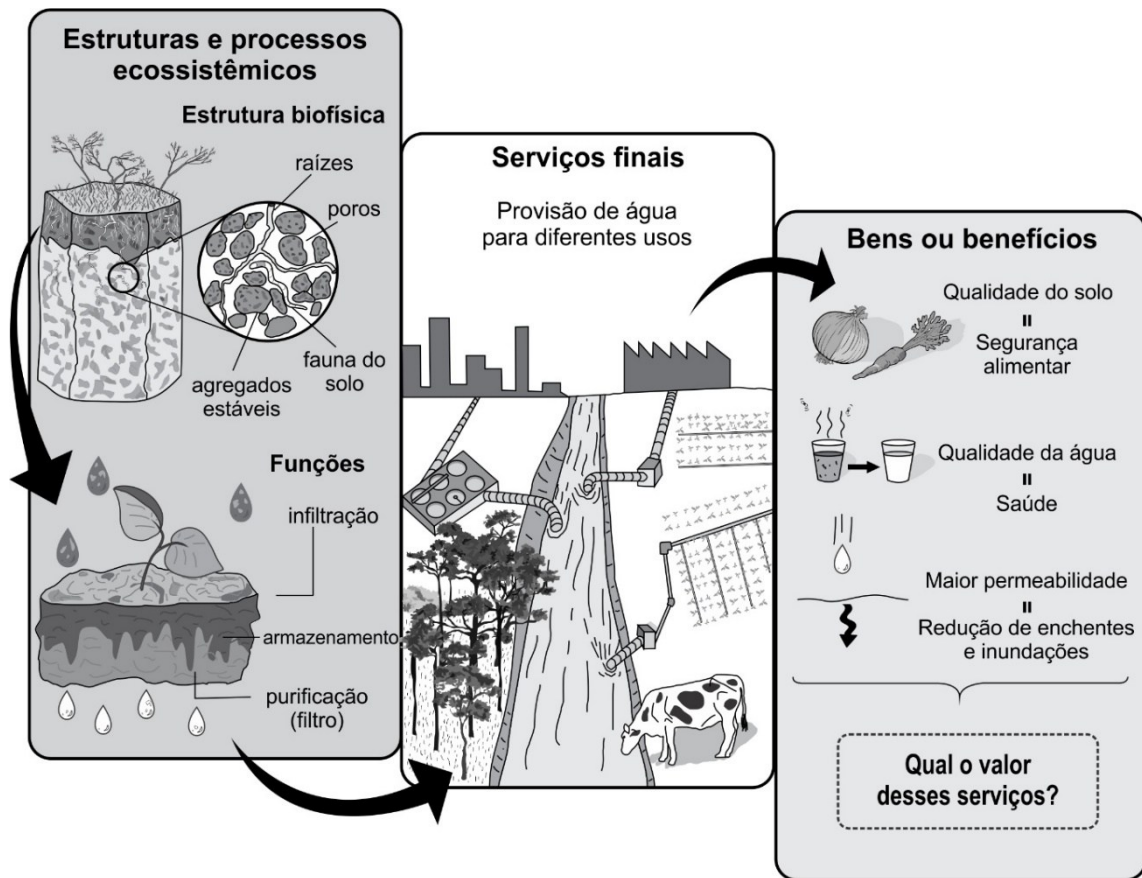
Um sistema de classificação simples e genérico não é capaz de abranger toda a diversidade que envolve os ecossistemas, até mesmo pela complexidade natural em torno do tema, dado que o conhecimento sobre as interações ecológicas ainda é pouco compreendido para caracterizar com precisão todos os SE e suas relações (Haines-Young; Potschin, 2010; Prado *et al.*, 2016; Wendland *et al.*, 2010). Porém, a falta de consenso entre as classificações aumenta as incertezas e dificulta a aplicação dos SE nas avaliações e comparações entre ecossistemas naturais (Busch *et al.*, 2012). Para apoiar a formulação de políticas baseadas em evidências, é necessário reunir as informações e garantir que se tratam das mesmas coisas, permitindo avaliar, revisar e transferir o conhecimento de forma clara e evidente (Haines-Young; Potschin, 2018). Portanto, considera-se que uma abordagem unificada entre os sistemas de classificação é necessária para colocar os conceitos em prática (Nahlik *et al.*, 2012).

Geralmente, a estrutura conceitual para classificar os serviços ecossistêmicos é baseada em um contexto, formando-se categorias. Na MEA e TEEB são apresentadas quatro categorias principais de serviços: Provisão (produtos obtidos da natureza), Regulação (benefícios obtidos a partir da regulação natural dos processos dos ecossistemas), Cultural (benefícios não materiais obtidos de natureza recreativa, educacional, religiosa ou estético-paisagística) e Suporte

(contribuem para a produção de outros SE) (MEA, 2005; TEEB, 2008). Já a CICES distingue apenas as categorias de Provisão, Regulação e Cultural e considera, portanto, que os Serviços de Suporte são parte das estruturas, processos e funções que caracterizam os ecossistemas (Haines-Young; Potschin, 2018).

Considera-se que a definição dos serviços finais é mais clara e objetiva, resultando em maior capacidade de avaliação, monitoramento e transparência nas transações (Haines-Young; Potschin, 2010, 2018; Salles; Salinas; Paulino, 2017). Isso evita divergências nas tomadas de decisões, a título de exemplo, Sone *et al.* (2019) definiram como serviços ambientais a conservação do solo em um programa caracterizado como produtor de água. Se o objetivo do programa é fornecer mais água e de melhor qualidade para diversos tipos de consumo (doméstico, agrícola e industrial), o serviço ambiental final pelo qual o programa deveria pagar é a provisão de água para abastecimento público. Sendo assim, o solo conservado indicado pelos autores é a estrutura biofísica que garante a manutenção e provisão desse serviço, conforme representado na Figura 1. É importante ressaltar que o provisionamento de um serviço final também pode resultar em diferentes bens ou benefícios.

Figura 1 - Exemplo do modelo cascata proposto por Haines-Young e Potschin (2018).



Fonte: Elaborado pela autora.

No que se refere aos componentes ambientais que formam um ecossistema, o solo é considerado um reservatório de capital natural onde se inicia o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas, sendo assim, possui grande importância para a provisão de SE múltiplos (Adhikari; Hartemink, 2016; Brevik *et al.*, 2018; Dominati; Patterson; Mackay, 2010; Ellili-Bargaoui *et al.*, 2021; Prado *et al.*, 2016). Por exemplo, os produtos que os solos disponibilizam para o uso humano como alimentos, água potável, fibras, produtos químicos para produção de medicamentos e madeira são considerados Serviços de Provisão (MEA, 2005). Os Serviços de Regulação referem-se aos processos dos solos que resultam no controle da erosão, purificação da água e tratamento de resíduos, manutenção da qualidade do ar e regulação do clima e controle de doenças e pragas (Brevik *et al.*, 2018; MEA, 2005).

Apesar dos estudos sobre Serviços Culturais ainda serem limitados (Hernández-Morcillo; Plieninger; Bieling, 2013; Rosa; Spyra; Inostroza, 2016), é possível identificar a relação dos solos para a provisão desses serviços quando pesquisas apontam que as pessoas desenvolvem sensações de relaxamento e bem-estar quando suas memórias são ativadas a partir do cheiro do solo (Morisawa *et al.*, 2017), assim como atividades de jardinagem, que envolvem

o contato direto com os solos, proporcionam melhorias na saúde física e mental dos indivíduos que desempenham essa atividade (Clatworthy; Hinds; Camic, 2013; Scott; Masser; Pachana, 2015). Os solos também contam histórias por aportar registros das ocupações humanas e revelar, através dos estudos arqueológicos, informações relevantes para o conhecimento de como os humanos viveram em tempos pré-históricos. Sendo assim, trata-se de um serviço cultural relacionado ao resgate da memória de quem somos e de onde viemos.

A presença de carbono orgânico no solo (COS) é um dos fatores que influencia no fornecimento da maioria dos SE, inclusive nos Serviços Culturais (Canedoli *et al.*, 2020; Lee *et al.*, 2022; Trivedi; Singh; Singh, 2018). O COS é um componente da matéria orgânica do solo (MOS) que é fundamental para promover a estabilidade de agregados e consequentemente aumentar a resistência dos solos aos processos erosivos, assim como aumentar a sua capacidade de retenção de água e disponibilização de nutrientes para as plantas (Doran; Zeiss, 2000; Gregorich *et al.*, 1994; Mota *et al.*, 2020; Reynolds *et al.*, 2008, 2009). A distribuição e quantidade de MOS é algo complexo e depende de diversos fatores como as propriedades do solo (espessura, densidade, pH, distribuição de poros), insumos orgânicos acima e no solo (densidade e tipo de vegetação, presença de raízes) e atividade biológica do solo que também é afetada pelo clima local (Bot; Benites, 2005; Körschens, 2010).

Um dos aspectos ligados ao COS e que possui uma relação direta com diversos outros fenômenos, como o sequestro de carbono, é a sua estabilização no solo. A estabilização da MOS é definida como a capacidade de um solo de oferecer condições de permanência dos constituintes orgânicos mineralizados em associação com os constituintes não orgânicos, sendo resultado da ação simultânea da preservação seletiva de compostos recalcitrantes, da proteção física devido à inacessibilidade espacial da matéria orgânica por organismos decompositores e da interação ou associação organomineral (Conceição; Dieckow; Bayer, 2013; Six *et al.*, 2002; Sollins; Homann; Caldwell, 1996; Von Lützow *et al.*, 2008). A estabilização está, portanto, diretamente relacionada aos atributos dos solos e tende a variar conforme essas. Trata-se de uma função ecossistêmica determinante para a provisão de um SES, o estoque de carbono no solo, expresso em aumento da sua participação na composição do solo, sendo que a estabilidade pode não estar necessariamente relacionada com uma maior concentração de COS.

A provisão de diferentes SES depende, tal como a estabilidade de COS, das propriedades e atributos dos solos, bem como das interações entre essas, que são fortemente influenciadas pelo seu uso e manejo (Choquet *et al.*, 2021; Dominati *et al.*, 2016; Hewitt *et al.*, 2015). Apesar de comumente as avaliações dos SES não considerarem os atributos dos solos

(Adhikari; Hartemink, 2016), a integração e representação dessa complexidade que envolve a diversidade dos solos pode ser necessária para reduzir as incertezas nessas avaliações, bem como desenvolver políticas de gestão dos recursos da terra que considerem a importância desses serviços (Choquet *et al.*, 2021; Egoh *et al.*, 2008; Müller *et al.*, 2020; Robinson *et al.*, 2012). Sendo assim, sistemas taxonômicos de solos, como o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), podem ser uma ferramenta importante para auxiliar essas avaliações, pois apresentam informações morfo-genéticas que refletem os atributos em questão.

A importância do conhecimento dos solos a partir de seus atributos refletidos nas suas classes, da avaliação dos SES, em especial da estabilização do carbono, e promoção da relação solo-ecossistema no desenvolvimento de políticas de gestão dos recursos da terra é o tema que orienta essa tese de doutorado, sendo esse tema de alta relevância em cenários de mudanças ambientais globais (Adhikari; Hartemink, 2016; Egoh *et al.*, 2008; Bargaoui *et al.*, 2021; Hewitt *et al.*, 2015; Mcbratney; Field; Koch, 2014; Robinson *et al.*, 2012). Desenvolver estudos científicos a partir desse tema e que possam subsidiar os tomadores de decisão é de grande importância, pois ainda é um desafio integrar o conhecimento gerado na academia com as ações públicas voltadas para a gestão do território (Fürst *et al.*, 2014; Grêt-Regamey *et al.*, 2017; Langemeyer *et al.*, 2016; Sitas *et al.*, 2014).

1.1 Objetivo geral

O objetivo principal desta tese é propor, a partir de uma perspectiva teórico-conceitual, um modelo que traduza graficamente o potencial de diferentes solos em prover serviços ecossistêmicos, e, com base nisso, avaliar como a capacidade do solo de estabilizar carbono orgânico pode ser considerada como um desses serviços.

1.2 Objetivos específicos

- Avaliar como os SE são definidos e classificados no Brasil.
- Identificar os SE finais comercializados no Brasil e as condicionantes para pagamentos de PSA brasileiros.
- Integrar informações sobre os tipos de solos e a provisão de SE.
- Definir atributos dos solos que influenciam na capacidade dos solos em estabilizar carbono.

- Propor um modelo de análise espacial que segmenta e classifica os diferentes tipos de solos em função da sua capacidade de estabilização de carbono.

1.3 Questões norteadoras da pesquisa

- Os esquemas brasileiros de PSA definem claramente os SE que serão pagos?
- Os esquemas brasileiros de PSA pagam pelos SE definidos?
- A aplicação do conceito de SE em PSA brasileiros estão de acordo com os propósitos de manutenção e conservação ambiental?
- É possível mensurar a provisão de SES a partir do conhecimento sobre os atributos dos solos baseando-se no SiBCS?
- Integrar informações dos solos em modelos de análise espacial sobre o potencial dos solos em estabilizar carbono pode gerar resultados mais confiáveis?
- Quais áreas do Brasil há maior potencial em estabilizar carbono no solo?
- As áreas de maior potencial em estabilizar carbono são as áreas com maior interesse em PSA relacionados ao carbono?

1.4 Estrutura e organização da Tese

Esta tese está subdividida em dois capítulos escritos no formato de artigos científicos. O primeiro capítulo faz uma contextualização acerca da problematização que impulsionou essa pesquisa: a definição e classificação dos SE pagos no Brasil. Para isso, apresenta uma revisão sistemática sobre a definição dos SE em PSA brasileiros, sobre a aplicabilidade prática dos conceitos no país, além de identificar, a partir da CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*), os SE finais avaliados. Neste estudo escolheu-se a CICES para identificar os principais SE pagos no Brasil pelo fato de que ela trabalha com a proposta de “serviços ecossistêmicos finais” (aqueles que afetam diretamente o bem-estar humano) e oferecer o maior nível de detalhamento (maior número de categorias de SE) comparada às demais classificações existentes.

O segundo capítulo visa propor uma avaliação sobre o potencial dos solos em prover SES, a partir da análise da capacidade do solo de estabilizar o carbono. Para isso, essa capacidade foi investigada para os diferentes tipos de solos brasileiros a partir de atributos dos solos que podem ser levantados em uma classificação dos solos. Será proposto um modelo de

Análise de Decisão Multicritério de Pesos de Evidências a fim de demonstrar o efeito dos diferentes atributos dos solos na capacidade dos solos de prover o SE estoque de carbono.

2 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE OS ESQUEMAS, CONCEITOS E PRÁTICAS NO BRASIL¹

2.1 Resumo

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) muitas vezes é concebido através de complexos esquemas sem entendimento claro sobre os conceitos envolvidos. Este artigo apresenta os resultados de uma revisão sistemática da literatura sobre esquemas brasileiros de PSA, que abrangeu 58 publicações e 37 esquemas diferentes. Foi possível agrupar as abordagens de PSA em seis categorias, baseado no foco da pesquisa, e identificar aquelas voltadas para a política como a categoria mais estudada. Também foi possível detectar uma atenção especial dada aos biomas Amazônia e Mata Atlântica, onde os serviços estudados foram em sua maioria relacionados a carbono e água, respectivamente. Quase 1/3 das publicações não apresentou uma definição clara de um serviço ecossistêmico para o esquema de PSA proposto. Além disso, não houve convergência entre os autores na definição dos serviços de um esquema semelhante. A maioria das obras carecia da apresentação de um pagamento condicionado à prestação de um serviço. O estudo também percebeu que a falta de clareza na aplicação dos conceitos, pode estar dificultando o desenvolvimento de políticas públicas capazes de implementar adequadamente o PSA no Brasil. Conclui-se que há a necessidade de padronizar os termos usados na literatura e em esquemas de PSA, sugerindo o uso da Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES) como referência para garantir maior clareza e objetividade.

2.2 Introdução

Encontrar um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental é um dos maiores desafios da atualidade (Farley; Costanza, 2010). A má gestão dos ecossistemas pode resultar em alterações nos ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, bem como na perda de biodiversidade e instabilidade climática, colocando em risco a saúde e o bem-estar humano (MEA, 2005; TEEB, 2008). Nesse sentido, as funções ecossistêmicas essenciais para

¹Artigo publicado na revista Science of The Total Environment (2023) e disponível no link: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723042626>

a qualidade de vida do homem foram delimitadas como serviços ecossistêmicos, a fim de despertar a consciência pública para a importância e conservação da biodiversidade (Costanza *et al.*, 2017; Daily, 1997; de Groot, 1987; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010).

Segundo a Avaliação Ecossistêmica do Milênio os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas (MEA, 2005). Conforme apresentado por Haines-Young e Potschin (2018), focar nos bens ou benefícios diretamente oferecidos aos seres humanos torna a definição dos serviços mais clara e objetiva, sendo assim considerados como serviços finais. Nesse caso, o contexto interfere na definição, por exemplo, se a água for consumida como fonte de bebida, ela é considerada um serviço final, mas se o foco for o serviço da pesca recreativa, o peixe será considerado um serviço final e a água onde ele vive a estrutura mantenedora desse serviço (Haines-Young; Potschin, 2018). Sendo essa, a definição fundamentada para a avaliação deste trabalho.

É importante ressaltar que apesar das diferenças comumente apresentadas entre os conceitos “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais” ambas definições vão de acordo com a ideia original, a qual aborda a importância que os sistemas e funções ecológicas possuem para a humanidade (Costanza *et al.*, 2017; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Vihervaara; Rönkä; Walls, 2010). A propósito, na proposta do termo Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), Wunder (2005) salienta que a diferença entre os conceitos é mínima, optando por adotar o termo “serviços ambientais” por considerar que esses são separáveis por natureza. No Brasil, “serviços ambientais” é o termo mais comum (Altmann; Silva Stanton, 2018) e, frequentemente, assim como neste manuscrito, os dois termos também são utilizados para designar os mesmos processos e considerados como sinônimos (Conceição; Börner; Wunder, 2015; Engel; Pagiola; Wunder, 2008; Pagiola; Platais; Sossai, 2019; Parron *et al.*, 2019; Vihervaara; Rönkä; Walls, 2010; Zanella; Schleyer; Speelman, 2014).

O PSA foi apontado como uma solução para atingir os objetivos de conservação ao remunerar e reconhecer os agentes que protegem o meio ambiente (Farley *et al.*, 2010; Muradian *et al.*, 2010; Pagiola; Landell-Mills; Bishop, 2002), especialmente em países que possuem grande capacidade de provisão desses serviços, como o Brasil (Guedes; Seehusen, 2012). O PSA foi definido por Wunder (2005) como um instrumento de acordos voluntários e condicionais entre compradores e vendedores, baseado no desempenho de um serviço ambiental bem definido ou um uso da terra que possa assegurar esse serviço (Wunder, 2005; Wunder; Engel; Pagiola, 2008).

No entanto, essa não é a única definição existente para PSA, Muradian *et al.* (2010) consideraram o PSA como “uma transferência de recursos entre atores sociais, que visa criar incentivos para alinhar as decisões individuais e/ou coletivas de uso da terra com o interesse social na gestão dos recursos naturais”. Já Corbera *et al.* (2009) apontaram que o PSA objetiva melhorar ou mudar o manejo dos ecossistemas por meio de incentivos econômicos. Também, em oposição à definição de Wunder, Vatn (2010) apresentou uma compreensão mais ampla de PSA em que os pagamentos estão vinculados aos mercados, reconfigurando as relações entre o estado, o mercado e a comunidade e tornando os órgãos públicos os verdadeiros intermediários centrais ou 'compradores' de serviços ecossistêmicos.

Diante do crescente interesse sobre os esquemas de PSA, diferentes estruturas foram desenvolvidas para conceituá-los no contexto teórico a fim de compreender as complexidades e diversidades que caracterizam a sua implementação (Muradian *et al.*, 2010; Sommerville; Jones; Milner-Gulland, 2009). Contudo, a maioria se equipara no objetivo principal: a criação de incentivos econômicos para a conservação e fornecimento de benefícios naturais. Sendo assim, os serviços ambientais são o produto final deste modelo de mercado e para que os esquemas de PSA consigam atingir os seus objetivos, é necessário que se tenha clareza tanto na definição desses serviços, quanto na relação entre o tipo de uso da terra adotado e a provisão do serviço definido (Engel; Pagiola; Wunder, 2008). Acredita-se que quando o esquema não focaliza nos serviços ambientais, uma visão unilateral da sua mercantilização pode ser estimulada e a sua eficácia comprometida (Bastos Lima; Persson, 2020; Fabri *et al.*, 2018; Muradian *et al.*, 2010).

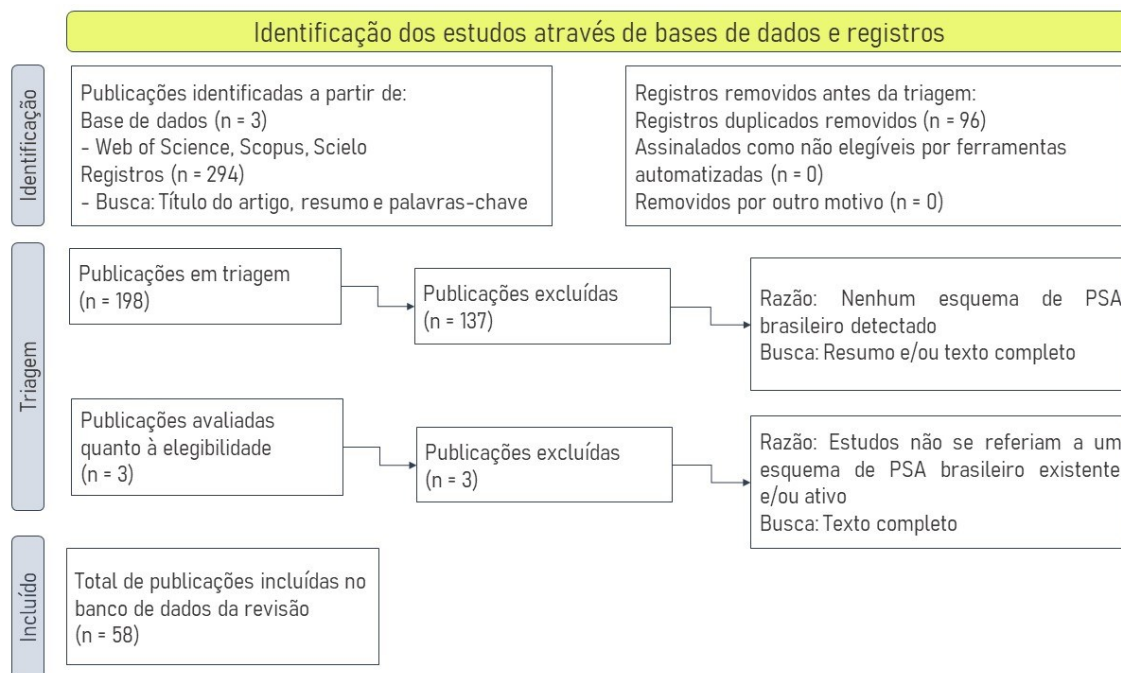
No contexto em que a maioria dos esquemas de PSA operam, é comum encontrar aqueles que não definem os serviços ambientais e até mesmo que desconhecem se as práticas de uso da terra atribuídas são eficientes na entrega dos serviços desejados (Muñoz-Piña *et al.*, 2008; Muradian *et al.*, 2010; Salles; Salinas; Paulino, 2017). Como consequência, em muitos casos os pagamentos não atendem aos critérios da condicionalidade, sendo efetuados por convicção e não pela real prestação de serviços ambientais (Fearnside, 2012; Wunder, 2007). O critério da condicionalidade trata-se do pagamento sob condição da prestação de um serviço ambiental, ou seja, pagamentos baseados em resultados. Os pagamentos baseados em resultados podem compensar os provedores de serviços ambientais de forma mais flexível e autônoma (Bredemeier *et al.*, 2022). Segundo Schwarz *et al.* (2008) o sucesso dos esquemas baseados em resultados depende de uma definição clara dos objetivos ambientais e indicadores de resultados.

Nesse sentido, considerando a falta de transparência em muitos esquemas de PSA implementados em várias regiões do mundo, particularmente no que diz respeito ao “pagamento solicitado versus qual serviço será pago”, este estudo teve como objetivo verificar a situação no Brasil onde muitos esquemas estão atualmente em uso. A fim de avaliar se há concordância entre a teoria proposta e a aplicação prática do conceito, as questões que nortearam este estudo a esse respeito foram: todos os esquemas brasileiros têm pelo menos um serviço claramente definido? O que está sendo chamado de serviços ambientais nos esquemas de PSA do Brasil? Há consenso entre os autores na definição dos serviços de um mesmo PSA? Os pagamentos atendem ao critério de condicionalidade? Esta análise será baseada em uma revisão sistemática da literatura, apresentando tendências gerais de pesquisa sobre esquemas de PSA no Brasil.

2.3 Metodologia

O estudo baseou-se numa revisão sistemática dividida em duas etapas: (i) busca e (ii) análise sistemática da literatura (Jiang, 2017). A primeira etapa consistiu da pesquisa bibliográfica realizada em junho de 2020, utilizando os termos “Payments for ecosystem services”, “Payments for environmental services” e “Brazil” assim como, os termos em português “Pagamentos por serviços ecossistêmicos”, “Pagamentos por serviços ambientais” e “Brasil” nas seguintes bases de dados: Web of Science (todas as bases de dados), Scopus e Scielo. A busca restringiu-se a artigos revisados por pares publicados e a escolha dos termos utilizados abrangeu as divergências encontradas em relação aos conceitos de “serviços ambientais” e “serviços ecossistêmicos”, além de restringir os resultados apenas para esquemas brasileiros. O fluxo das informações encontradas nessa etapa, como as suas diferentes fases, o número de registros identificados, incluídos e excluídos e os motivos das exclusões estão representados na Figura 2.

Figura 2 - Diagrama de itens de relatório preferidos para revisões sistemáticas e meta-análises (PRISMA)



Fonte: baseado em Page *et al.*, (2021).

Na segunda etapa, foi construído um banco de dados sobre os registros da pesquisa a partir da análise da literatura, seguindo o exemplo do Banco de Dados de Avaliação de Serviços do Ecossistema (Van Der Ploeg; De Groot; Wang, 2010). O banco de dados contemplou as seguintes informações: Autores, Ano de publicação, Foco da pesquisa (classificação sugerida a partir da avaliação de cada trabalho), Bioma, Esquema de PSA, Serviços Ambientais definidos e Condições de pagamento (critério da condicionalidade).

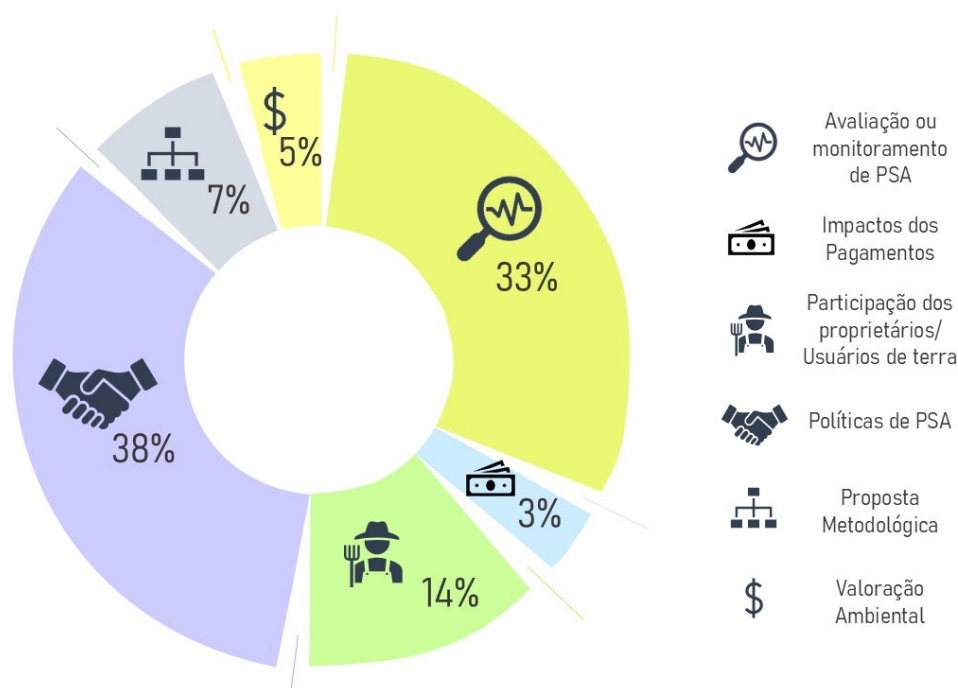
A abordagem escolhida para seleção da literatura pode não abranger toda a pesquisa desenvolvida sobre os esquemas de PSA no Brasil. No entanto, essa abordagem busca evitar a seleção arbitrária de publicações e excluir materiais como livros, capítulos de livros, dissertações de mestrado e teses de doutorado, relatórios ou boletins técnicos (literatura cinzenta). Salienta-se, que a literatura não é consistente no uso dos termos “projetos” e “programas”. Em alguns casos os projetos são tidos como iniciativas locais e os programas como iniciativas maiores, tal como o projeto Conservador das Águas desenvolvido no município de Extrema/MG que faz parte do programa nacional Produtor de Água, sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA). No entanto, essa abordagem não é uma regra e neste artigo referiu-se a esses termos como sinônimos, assim como iniciativas e esquemas de PSA.

2.4 Resultados e Discussões

2.4.1 Tendências das publicações sobre os esquemas de PSA brasileiros

Foram identificadas seis categorias de enfoque de pesquisa: avaliação ou monitoramento de PSA, impactos dos pagamentos, participação dos proprietários/usuários de terra, políticas de PSA (aspectos legais), proposta metodológica (articulação dos PSA e/ou implementação) e valoração ambiental (Figura 3). Nenhum trabalho avaliou a aplicação do conceito de serviços ambientais nos esquemas de PSA brasileiros.

Figura 3 - Categorias de enfoque de pesquisa das 58 publicações que compuseram o banco de dados.

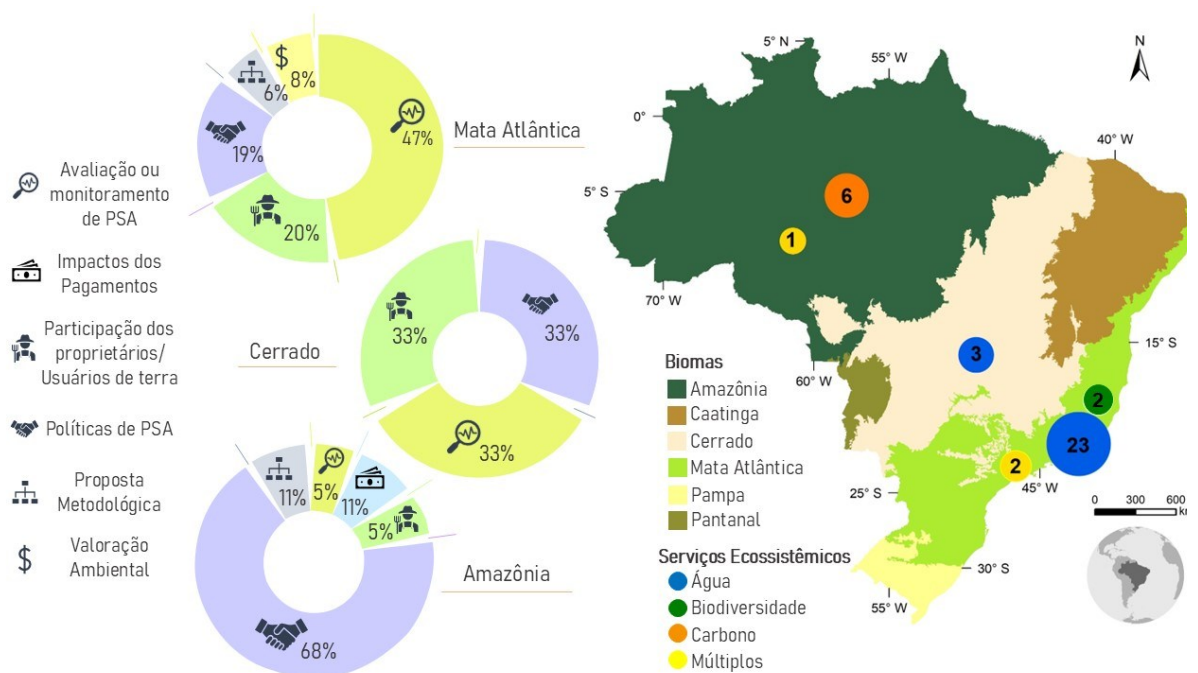


Trabalhos com discussão sobre as políticas que envolvem as iniciativas de PSA (38%) e avaliação ou monitoramento de PSA ativo (33%) são os mais comuns no Brasil. No cenário global, analisar as estruturas institucionais e os aspectos legais dos esquemas de pagamentos, assim como as políticas de mercado para a conservação, também fazem parte da grande maioria dos estudos de caso sobre PSA (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). Iniciativas de PSA são politicamente relevantes por motivarem discussões inovadoras e funcionarem como sistemas indutores para a formação de provedores de serviços ecossistêmicos realmente efetivos (Fabri *et al.*, 2018; Filoche, 2017). No entanto, frequentemente, a estruturação de tais esquemas têm sido feita sem priorizar as questões ecológicas, desenvolvendo características próprias e

independentes, muitas vezes divergentes e assumindo interesses regionais fundamentalmente diplomáticos (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Kull; Arnauld De Sartre; Castro-Larrañaga, 2015; Taffarello *et al.*, 2017).

Há uma tendência nas categorias de enfoque de pesquisa e serviços ecossistêmicos associados aos biomas brasileiros (Figura 4). No bioma Amazônia, do total de 19 publicações, 68% tem enfoque nas políticas de PSA e apenas 5% referiu-se à avaliação ou monitoramento do PSA (Simonet *et al.*, 2019) e à participação dos proprietários ou usuários de terra (Mohammed *et al.*, 2013). Praticamente todos os esquemas apresentaram serviços ambientais relacionados ao carbono (95%), sendo que apenas 5% referia-se à serviços múltiplos neste bioma (Urzedo *et al.*, 2020). Já no bioma Mata Atlântica, 47% das 36 publicações referiram-se à avaliação ou monitoramento de algum PSA e 19% às políticas de PSA e à participação dos proprietários ou usuários de terra, sendo que mais de 85% dos esquemas citados possuem serviços ambientais relacionados à água. No Cerrado, foram identificadas apenas 5 publicações, todas relacionadas à água e 40% referiram-se à avaliação ou monitoramento de algum PSA. Dentre essas, duas são publicações que avaliaram diversos esquemas em um mesmo manuscrito, incluindo programas estaduais que também abrangem o bioma Mata Atlântica e, por isso, foram contabilizadas para os dois biomas.

Figura 4 - Categorias de enfoque de pesquisa associadas aos biomas brasileiros e quantitativo de esquemas brasileiros de PSA por biomas e serviços ambientais.

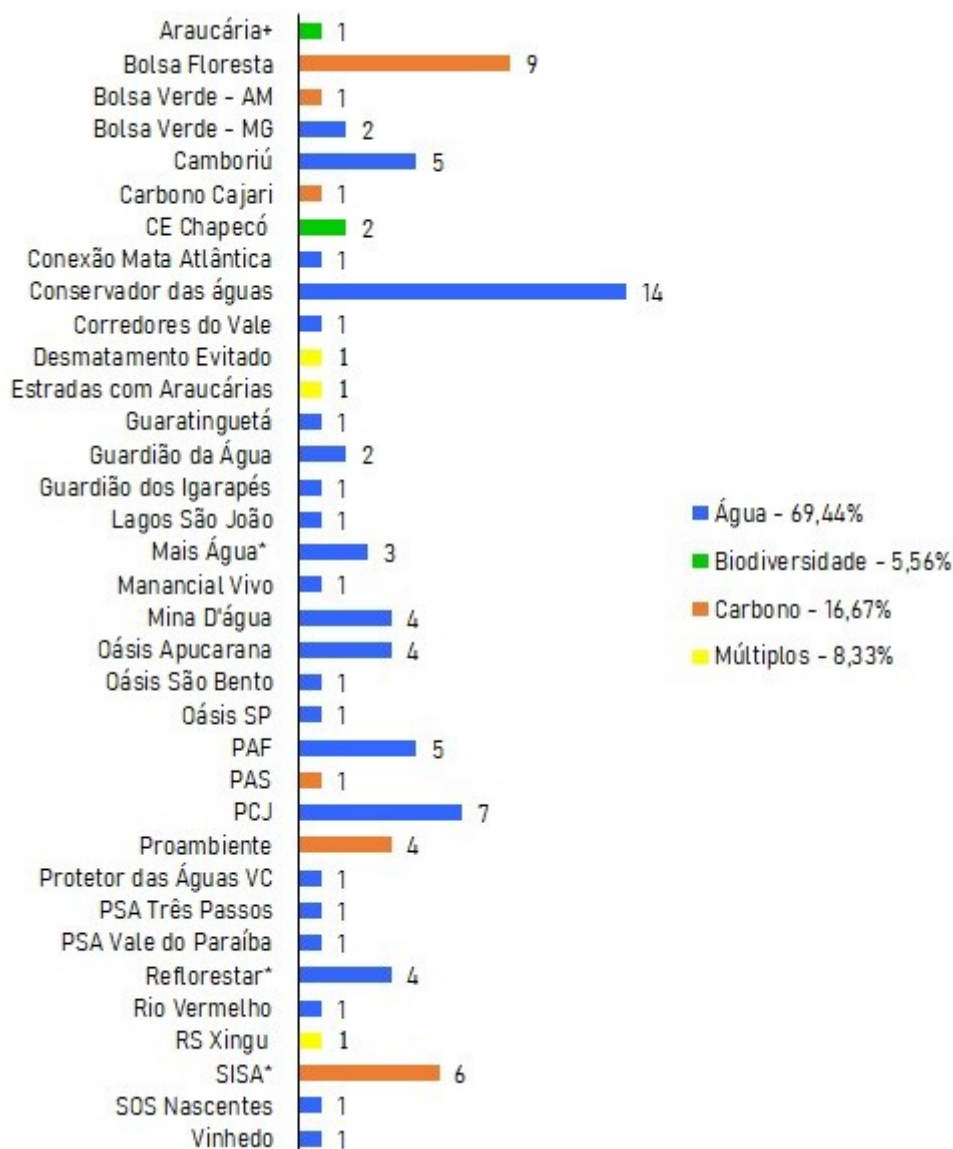


Fonte: IBGE, 2019 / IBGE, 2018 / Bibliografia Sistemas de Coordenadas Geográficas: SIRGAS 2000.

Não houve nenhuma publicação sobre esquemas de PSA para os biomas da Caatinga, Pampa e Pantanal, demonstrando uma atração científica principalmente para os biomas Amazônia e Mata Atlântica onde os serviços resumem-se em carbono e água, respectivamente. No bioma Amazônia, o apelo pela conservação da floresta e redução das emissões de gases de efeito estufa faz com que os esquemas de PSA se concentrem apenas nos serviços de carbono. Na Mata Atlântica, a maioria dos esquemas refere-se a serviços de água devido à alta demanda de água pela concentração populacional.

Dentre os esquemas identificados, o Bolsa Verde - MG e o Mina d'Água são iniciativas de âmbito regional (estados de Minas Gerais e São Paulo, respectivamente), executadas localmente tanto no bioma Cerrado quanto no bioma Mata Atlântica, e por isso, foram contabilizados nos dois biomas. O Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas (ANA) foi citado em duas publicações do banco de dados e se trata de uma iniciativa nacional para amparar os esquemas de pagamentos locais, situados principalmente no bioma Mata Atlântica (ANA, 2020), como o projeto Conservador das Águas. No entanto, não foi possível contabilizar o Programa Produtor de Água para este resultado pelo fato de não existir evidências claras de que há pelo menos um esquema de PSA, vinculado ao programa, sendo executado em todos os biomas brasileiros.

Há evidência de mais de 2.000 iniciativas brasileiras de incentivos econômicos para serviços ambientais (Forest Trends, 2015), mas na literatura revisada foram identificados apenas 37 PSA ativos ou executados, sendo o projeto Conservador das Águas o mais citado (Figura 5). Os trabalhos referentes aos esquemas relacionados a água representam 69,44% dos trabalhos selecionados. Esse resultado corrobora com Zanella, Schleyer e Speelman. (2014), que consideraram as iniciativas de pagamentos referentes à proteção de bacias hidrográficas as mais conhecidas entre os incentivos de conservação no Brasil. Trabalhos em que apresentam serviços relacionados ao carbono são o segundo mais citado (16,67%) e apenas 8,33% dos trabalhos se referiram a mais de um tipo de serviço ambiental. Dentre os serviços ambientais em destaque, biodiversidade foi o menos citado (5,56%).

Figura 5 - Número de citações de cada esquema brasileiro de PSA encontrado na literatura²

Nessa pesquisa, a maioria das publicações avaliou um único serviço e algumas sem considerar as interações ecológicas com o ambiente (Figura 4). Focar em apenas um serviço pode depreciar outros que também são importantes para o equilíbrio ecológico, além de restringir a atenção para determinados ecossistemas e não aproveitar as potencialidades que

² Foi contabilizado mais de um esquema no programa Reflorestar pelo fato deste ser um programa estadual baseado em dois projetos-piloto anteriores: “Florestas para a Vida” e “ProdutorES de Água” (Chiodi and Marques, 2018; Taffarello *et al.*, 2017; Zanella *et al.*, 2014); o programa Produtor de Água - São Francisco Xavier mencionado por (Taffarello *et al.*, 2017) foi contabilizado juntamente com o Programa Mais Água (Fiore *et al.*, 2020, 2017) e o primeiro Programa Estadual de Certificação especificado por (Eloy *et al.*, 2012)) foi contabilizado junto com o SISA, por se tratarem de iniciativas correspondentes.

todos os sistemas naturais têm a oferecer (Kull; Arnauld De Sartre; Castro-Larrañaga, 2015; Martín-López *et al.*, 2014; McAfee, 2012). Análogo a isso, algumas publicações relacionam o sequestro e o estoque do carbono apenas à floresta em pé, principalmente a floresta Amazônica. Assim, deixa de considerar que cerca de 30% do potencial de estoque de carbono da Amazônia é atribuído aos solos (Cerri *et al.*, 2006).

Os solos são considerados como um importante reservatório de carbono e estima-se que a quantidade nele estocada é maior que a contida na vegetação e atmosfera (Carvalho *et al.*, 2010). Apesar do conteúdo de carbono no solo ser fortemente afetado pelo uso e manejo, sabe-se que componentes naturais da sua estrutura também podem influenciar no seu potencial natural de estoque, como a textura, agregação, sedimentação e conteúdo de matéria orgânica (Machado, 2005; Zinn *et al.*, 2012). Nesse sentido, ao excluir a vegetação florestal e considerar apenas o tipo de solo, é possível observar que os solos arenosos, predominantes na região amazônica, possuem potencial natural para estoque de carbono menor que os solos argilosos, como os Latossolos. O que demonstra, portanto, que a provisão deste serviço é subestimada para outras áreas potenciais do país que não possuem a mesma densidade e característica florestal, como o Cerrado brasileiro (Bustamante *et al.*, 2006).

Agrupar ou não vários serviços em uma mesma iniciativa é um dos vários debates em torno dos esquemas de PSA. Muitos autores defendem que o agrupamento é importante para garantir o sucesso do PSA (Brancalion *et al.*, 2014; Strassburg *et al.*, 2012; Viani *et al.*, 2018; Wendland *et al.*, 2010). Outros alertam que alguns serviços são contraditórios entre si e até mesmo que a escolha de um pode gerar a degradação de outro, alegando existir “trade-offs” na escolha dos serviços (de Groot *et al.*, 2010; Martín-López *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2006). Isso demonstra como os esquemas de PSA são, naturalmente, muito complexos.

2.4.2 Como os esquemas incorporam os conceitos de serviços ambientais

2.4.2.1 Esquemas que não apresentam o serviço ambiental claramente definido

Cerca de 33% das publicações não apresentaram um serviço ambiental claramente definido para o PSA analisado, sendo que a maioria informou as condições para os pagamentos desses serviços (Quadro 1). Se não há um serviço definido, como pode haver um pagamento para ele? Conforme preconizado por Wunder (2005), todo PSA deve possuir pelo menos um serviço ambiental em evidência e o pagamento deve obedecer ao critério da condicionalidade: se paga pela provisão do serviço estabelecido. A não conformidade incita os provedores a não

se comprometerem com o objetivo principal e a considerarem os subsídios como favores políticos ou apenas como um direito (Fearnside, 2012). Ademais, não entregar os benefícios finais pretendidos é considerado perda de investimento financeiro e político, além de gerar inseguranças e deixar de investir em iniciativas potencialmente eficientes (Engel; Pagiola; Wunder, 2008; Fearnside, 2012; Salles; Salinas; Paulino, 2017).

Quadro 1 - Publicações que não apresentaram serviço ambiental claramente definido pelos autores.

Referência	Esquema PSA	Serviço Ambiental definido pelos autores	Condições de pagamento (direto)
Alarcon <i>et al.</i> (2017)	CE Chapecó		
Alves-Pinto <i>et al.</i> (2018)	Bolsa Floresta	–	Conservação florestal, ser mulher e chefe de família (casada e com filho), matricular as crianças na escola e participar de oficinas informativas
	Bolsa Verde - AM	–	Conservação florestal
Melo <i>et al.</i> (2016)	Guardião da Água	–	Proteção de nascentes e matas ciliares
Chiodi; Marques (2018)	Conservador das águas		
	Projeto Piloto		
	Reflorestar		
Chiodi <i>et al.</i> (2013)	PCJ		Conservação dos recursos hídricos
Eloy <i>et al.</i> (2012)	SISA		Conservação e restauração florestal e cumprir a legislação
Fiorini <i>et al.</i> (2020)	PAF		Conservação e restauração florestal
Greenleaf, 2020a	SISA		Produção livre de fogo
Hamel <i>et al.</i> (2020)	Camboriú		Conservação e restauração florestal e gerenciamento das estradas de terra
Hecht (2012)	Bolsa Floresta		
	Proambiente		Conservação florestal
Kull <i>et al.</i> (2015)	Proambiente		Conservação florestal
Lima <i>et al.</i> (2016)	Conservador das águas		
Mohammed <i>et al.</i> (2013)	Bolsa Floresta	–	Conservação florestal, ser mulher e chefe de família (casada e com filho), matricular as crianças na escola e participar de oficinas informativas
Palmer <i>et al.</i> (2017)	SISA	–	
Parry <i>et al.</i> (2010)	Bolsa Floresta	–	
Simonet <i>et al.</i> (2019)	PAS	–	Conservação florestal e transição agrícola para um sistema de produção livre de fogo
Taffarello <i>et al.</i> (2017)	Corredores do Vale	–	Medidas Sanitárias
	Guaratinguetá	–	Práticas de conservação do solo, conservação e restauração florestal
	Lagos São João	–	Conservação e restauração florestal, agricultura orgânica e saneamento rural
	Mais Água	–	Conservação e restauração florestal
	Reflorestar	–	Práticas de conservação do solo, conservação e restauração florestal
	Vinhedo	–	Conservação e restauração florestal
	PCJ	–	
Viani <i>et al.</i> (2018)	Conservador das águas	–	
Zanella; Schleyer; Speelman (2014)	Conservador das águas	–	Restauração florestal
	Oásis Apucarana	–	Restauração florestal
	Reflorestar	–	Conservação florestal

Quando o foco está no serviço ambiental, a maneira de pensar e tratar o meio ambiente se difere do mercado comum, pois visa desenvolver e estimular meios de produção que de fato garantirão a conservação (Greenleaf, 2020). Por isso, além de ser fundamental para determinar os pagamentos, a não ou má definição dos serviços também podem influenciar na eficácia do PSA e no cumprimento dos propósitos de valorização e conservação ambiental (Fabri *et al.*, 2018; Muradian *et al.*, 2010; Salles *et al.*, 2017). A título de exemplo, no programa Conservador das Águas, Richards *et al.* (2015) optaram por definir os serviços de forma mais ampla, tratando-os apenas como “serviços ecossistêmicos relacionados à água”. Nesse estudo, os autores não especificaram os benefícios pelo qual o programa compensará, se pagará por maior quantidade e/ou qualidade da água, se essa água é para abastecimento urbano, para irrigação ou dessedentação animal. Isso significa que a avaliação, o monitoramento, as ações e até mesmo o pagamento podem não ter relação alguma com o serviço que está sendo acordado ou realmente gerado.

Outro problema observado nas definições é quando os autores nomeiam estruturas ou funções dos ecossistemas como serviços ambientais, sem estar claro se essas de fato são ou geram os benefícios que se pretende recompensar. Em função disso, nesse artigo recomenda-se que a definição dos serviços ambientais em PSA's siga a Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos – CICES (Haines-Young; Potschin, 2018), pois considera-se que a definição dos serviços finais se dá de forma mais clara e objetiva, resultando em maior capacidade de avaliação, monitoramento e transparência nas transações.

Na publicação de Santos e Silvano (2016) os serviços ambientais definidos para o PSA Três Passos foram conservação e restauração florestal, sendo que o objetivo do programa é o aumento da disponibilidade de água e preservação das fontes e nascentes. Logo, o serviço ambiental final deste programa é a provisão de água para abastecimento público e a floresta conservada e restaurada é, possivelmente, uma das estruturas mantenedoras desse serviço. No entanto, é necessário avaliar e monitorar se essa estrutura está de fato gerando o serviço final pretendido. Até mesmo porque ainda há um debate se a expansão ou restauração da cobertura florestal pode ou não melhorar os serviços de abastecimento de água (Filoso *et al.*, 2017). Nesse sentido, se o programa considera que a estrutura é o serviço final, como poderá garantir que o objetivo do programa será avaliado, monitorado e atendido? É importante ressaltar que a estrutura mantenedora também pode ser considerada como parâmetro para pagamento, desde que esta gere o serviço ambiental proposto no PSA (Wunder, 2005).

Nesse sentido, apenas 40% dos trabalhos (23 publicações) apresentaram a definição do serviço ambiental em conformidade com o conceito de Haines-Young; Potschin (2018) (Quadro 2). Observa-se que a maioria dos trabalhos que atenderam a esse critério são esquemas de PSA hídricos, indicando maior dificuldade na apresentação dos benefícios diretos para serviços que não são relacionados à água. Alguns autores apresentaram vários serviços ambientais, no qual os benefícios diretos ficam evidentes em apenas alguns deles, como beleza cênica e regulação climática, e, portanto, foram considerados nesse resultado (Conceição; Börner; Wunder, 2015; Hall, 2008b; Tagliari; Moreira; Peroni, 2019; Urzedo *et al.*, 2020; Zolin *et al.*, 2011, 2014). Nas publicações de Taffarello *et al.* (2017) e Tagliari, Moreira e Peroni (2019), os autores não apresentaram serviços finais para todos os PSA analisados.

Quadro 2 - Publicações que apresentaram serviços ambientais finais e suas respectivas condições para pagamentos diretos, definidos pelos autores para os esquemas de PSA analisados.

Referência	Esquema PSA	Serviço Ambiental definido pelos autores	Condições de pagamento (direto)
Bremer <i>et al.</i> (2020)	Camboriú	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo
	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo
	PAF	Provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal
Cruz <i>et al.</i> (2017)	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, restauração florestal e destinação adequada de resíduos
da Silva <i>et al.</i> (2017)	PSA Vale do Paraíba	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo e restauração florestal
De Martino <i>et al.</i> (2017)	Mina D'água	Provisão de água para abastecimento	
Fearnside (2012)	Bolsa Floresta	Regulação climática	
Fiore <i>et al.</i> (2017)	Mais Água	Provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal e práticas de agricultura sustentável
Fiore <i>et al.</i> (2020)	Mais Água	Provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal e práticas de agricultura sustentável
Hall (2008b)	Proambiente	Redução ou prevenção do desmatamento; sequestro de carbono; recuperação das funções hidrológicas do ecossistema; conservação do solo; preservação da biodiversidade; e redução dos riscos de incêndios florestais	Conservação florestal
Jardim; Bursztyn (2015)	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento	
Klamt <i>et al.</i> (2019)	Guardião da Água	Provisão de água para abastecimento	Proteção de nascentes e matas ciliares
Libanio (2015)	Produtor de água ANA	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, conservação florestal e recuperação de áreas degradadas
Libanio (2016)	Produtor de água ANA	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, conservação florestal e recuperação de áreas degradadas
Oliveira Júnior; Reis (2020)	Guardião dos Igarapés	Provisão de água para abastecimento	Conservação florestal, práticas de agricultura sustentável e destinação adequada de resíduos
Pagiola <i>et al.</i> (2019)	Reflorestar	Provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal
Paiva; Coelho (2015)	PAF	Provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal
Richards <i>et al.</i> (2017)	Bolsa Verde - MG	Provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal
	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento	Ser cadastrado no programa
	Mina D'água	Provisão de água para abastecimento	Ações de gerenciamento específicas (sem definição clara)

	PCJ	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, conservação e restauração florestal
Rosa da Conceição <i>et al.</i> (2015)	SISA	Sequestro e armazenamento de C, conservação da biodiversidade, melhor funcionamento hidrológico, regulação climática, conservação de solos e conhecimento tradicional das florestas	–
Ruggiero <i>et al.</i> (2019)	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento	Ser cadastrado no programa
	PCJ	Provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, conservação e restauração florestal
Taffarello <i>et al.</i> (2017)	Oásis Apucarana	Serviços hidrológicos: provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, conservação e restauração florestal e agricultura orgânica
	Oásis SP	Serviços hidrológicos: provisão de água para abastecimento	Conservação florestal
	PAF	Serviços hidrológicos: provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal e saneamento rural
	PCJ	Serviços hidrológicos: provisão de água para abastecimento	Práticas de conservação do solo, conservação e restauração florestal
	Rio Vermelho	Serviços hidrológicos: provisão de água para abastecimento	Conservação e restauração florestal
Tagliari <i>et al.</i> (2019)	Estradas com Araucárias	Preservação da araucária, corredores verdes, produção de pinhão, estocagem de carbono e beleza cênica	Estocagem de GEE (mudas plantadas por propriedade)
Urzedo <i>et al.</i> (2020)	RS Xingu	Sequestro de carbono, regulação climática, melhor funcionamento hidrológico, provisão de habitat, maior biodiversidade e prevenção da erosão do solo	Venda de sementes nativas para restauração florestal
Young; Bakker (2014)	Oásis Apucarana	Provisão de água para abastecimento	Conservação florestal e práticas de agricultura sustentável
Zolin <i>et al.</i> (2011)	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento e conservação do solo	Conservação florestal e recuperação de áreas degradadas
Zolin <i>et al.</i> (2014)	Conservador das águas	Provisão de água para abastecimento e conservação do solo	Conservação florestal e recuperação de áreas degradadas

* Nem todos os serviços apontados pelos autores são considerados serviços finais. Serviços como melhoria da qualidade e quantidade de água também foram considerados como “provisão de água para abastecimento”.

Ao verificar se as condições estabelecidas para os pagamentos havia relação direta com os serviços finais definidos, observou-se que em torno de 34% (8 publicações) não atenderam ao critério de condicionalidade defendido por Wunder (2005) e todos os demais pagam-se por práticas de manejo (Quadro 2). Esse resultado demonstra que nenhum esquema paga diretamente pela oferta de um serviço ambiental final. Ademais, apesar do manejo da terra também ser considerado como premissa para o pagamento, desde que esse assegure o serviço (Wunder, 2005), frequentemente essa relação é baseada em suposições e acabam compensando ações sem saber se de fato são convertidas no serviço ambiental (Fiore; Bardini; Novaes, 2017; Hall, 2008a; Muradian *et al.*, 2010; Wunder, 2007). No programa Proambiente, Hall (2008a) observou que mesmo após quatro anos de operação os pagamentos eram efetuados a partir de evidências limitadas, sem haver uma garantia eficaz da geração ou manutenção de serviços. Programas como o Bolsa Floresta e o Bolsa Verde, não possuem nenhum monitoramento ou certificação de que o critério de condicionalidade está sendo atendido (Alves-Pinto *et al.*, 2018). O mesmo foi observado por Taffarello *et al.* (2017) ao avaliarem dezesseis esquemas de PSA hídricos, onde verificaram que apenas cinco realizavam algum tipo de monitoramento hidrológico.

Em função disso, as recompensas condicionais são apontadas como um critério de difícil aplicação prática Sunderlin *et al.* (2015). Um dos fatores que dificultam o seu cumprimento é principalmente a falta de indicadores eficazes que apresentem uma conexão realista entre a provisão dos serviços e os pagamentos (Sone *et al.*, 2019; Tagliari; Moreira; Peroni, 2019; Wunder, 2007). A inclusão de indicadores quantitativos que sejam de fácil aplicação e baixo custo podem aumentar a precisão no monitoramento e conseqüentemente a credibilidade e eficácia dos PSA's, principalmente se forem adotados desde a fase de caracterização e implementação dos projetos (Martínez-Jauregui *et al.*, 2019; Reed; Dougill; Baker, 2008; Sone *et al.*, 2019; Zanella; Schleyer; Speelman, 2014). Destaca-se, também, a importância da definição dos serviços finais para a escolha desses indicadores. Por exemplo, se o foco da iniciativa é recompensar pelo aumento da quantidade de água, será necessário adotar indicadores que avaliem o aumento da vazão naquela área, ou, se o serviço pretendido for a conservação do solo, seria importante quantificar a qualidade física do mesmo a partir de indicadores associados à porosidade e densidade do solo.

Ressalta-se que a intenção desta análise não foi avaliar a eficiência dos critérios pré-estabelecidos para as recompensas, mas a sua relação direta com o serviço final determinado, quando houve. Também é importante frisar que não consideramos que os contratos baseados em ações são inferiores aos contratos baseados em resultados, mas visamos encorajar o

monitoramento e avaliação das ações adotadas para todos os tipos de contratos. Sabe-se que, apesar da dificuldade, pagamentos baseados em resultados são importantes para reduzir a discordância de informações (Engel; Pagiola; Wunder, 2008; Salles; Salinas; Paulino, 2017). Sem monitoramento, quantificação ou certificação de eficácia, os pagamentos acabam se assemelhando a transferências sociais (Conceição; Börner; Wunder, 2015; Salles; Salinas; Paulino, 2017; Superti; Aubertin, 2015). Tal como o Programa Bolsa Floresta, que possui como uma das condições para o pagamento a matrícula de crianças na escola (Agustsson *et al.*, 2014; Alves-Pinto *et al.*, 2018; Mohammed *et al.*, 2013). Ou projetos que pagam pelo simples fato da participação, como o Conservador das Águas e a maioria das iniciativas que envolvem políticas de Redução de Emissões provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal – REDD+ (Richards *et al.*, 2017; Ruggiero *et al.*, 2019; Salles; Salinas; Paulino, 2017).

Muitos autores consideram que várias iniciativas brasileiras chamadas de PSA são na verdade apenas dispositivos de incentivos públicos a projetos de desenvolvimento sustentável ou de conservação florestal (Filoche, 2017; Kull; Arnauld De Sartre; Castro-Larrañaga, 2015; Rival, 2013; Salles; Salinas; Paulino, 2017; Superti; Aubertin, 2015). Sabe-se que muitas vezes as iniciativas usam da capacidade retórica do termo “serviços ecossistêmicos” ou “serviços ambientais” a fim de aumentar a captação de recursos, e não necessariamente visando a promoção do pagamento pela preservação ou oferta desses serviços (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Kull; Arnauld De Sartre; Castro-Larrañaga, 2015; Superti; Aubertin, 2015). Ademais, em função dos fatores sociais poderem afetar a provisão de serviços ecossistêmicos (FAO, 2018; MEA, 2005; Wunder, 2005), às vezes os projetos acabam dando atenção a diminuição da pobreza e o serviço ambiental passa a ser um “brinde” (Conceição; Börner; Wunder, 2015).

Outra observação realizada nessa pesquisa é que para um mesmo esquema, há divergências entre os autores em torno das condições para os pagamentos, quando essas são apresentadas (Quadro 2). No programa Conservador das Águas, os pagamentos podem ser feitos via participação do programa (Richards *et al.*, 2017; Ruggiero *et al.*, 2019) ou pela adoção de práticas de conservação do solo (Bremer *et al.*, 2020), como também pela conservação e restauração florestal e cuidados sanitários (Cruz *et al.*, 2017; Zolin *et al.*, 2014, 2011). Dessa forma, para saber como os pagamentos realmente funcionam é necessário realizar pesquisas além das produções científicas. O mesmo foi constatado na definição dos serviços ambientais quando os autores não apresentaram um serviço final, como no PSA hídrico de Camboriú, onde os autores variaram entre serviços hidrológicos (Kroeger *et al.*, 2019; Taffarello *et al.*, 2017) à manutenção de estradas (Santos; Silvano, 2016b).

Isso demonstra que às vezes a incompatibilidade de informações, e até mesmo a distorção dos conceitos em torno dos serviços ambientais e seus pagamentos, se dá a partir da abordagem científica e não necessariamente nas propostas originais dos PSA's. Porém, uma definição clara e precisa dos serviços ambientais é importante para permitir análises críticas entre os esquemas (Haines-Young; Potschin, 2018; Martin-Ortega; Ojea; Roux, 2013; Obiang Ndong; Therond; Cousin, 2020). Em uma revisão sobre PSA em toda América Latina, Martin-Ortega, Ojea e Roux (2013) verificaram que a definição distinta dos serviços é um dos fatores que gera controvérsias entre como os esquemas são projetados, como realmente funcionam e como são apresentados na literatura. Assim, além de elaborar esquemas que permitam a padronização e a comparação entre os diferentes tipos de iniciativas, também é necessário que haja clareza e concordância nas definições atribuídas pela comunidade científica.

Presume-se que essa discordância de conceitos e pagamentos também impacta na formação de políticas públicas, como pode ser visto na Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA), instituída no Brasil em janeiro de 2021 através da Lei nº 14.119. Na PNPSA os ecossistemas perdem protagonismo quando o termo “serviços ecossistêmicos” é definido de forma distinta do termo “serviços ambientais”. Em que o primeiro representa os benefícios gerados pelos ecossistemas e o segundo representa as “atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos” (Brasil, 2021). Nota-se que a definição adotada na legislação corrobora com o proposto por Karsenty e Ezzine-De-Blas (2016), que consideraram serviços ambientais como “serviços prestados por pessoas a outras pessoas”.

O problema em questão não é necessariamente na distinção entre as duas definições, mas na abordagem dada para “serviços ambientais” em que o personagem principal da narrativa passa a ser o homem e não o ecossistema. Assim, nenhuma iniciativa brasileira de PSA pagará diretamente pela oferta de um serviço “ecossistêmico” final, mas apenas pelas ações ou atividades humanas que são chamadas na lei de serviços ambientais. Ademais, dessa forma, a própria legislação nacional desincentiva a avaliação e monitoramento da real provisão dos serviços e estimula pagamentos baseados em suposições, como mencionado anteriormente (Alves-Pinto *et al.*, 2018; Fiore; Bardini; Novaes, 2017; Hall, 2008a; Muradian *et al.*, 2010; Taffarello *et al.*, 2017; Wunder, 2007).

Seguindo a ideia original do conceito de serviços ecossistêmicos, os ecossistemas e suas inerentes funções são os protagonistas para promover o bem estar ao homem (Costanza *et al.*, 2017; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010). Logo, para evitar que esses benefícios sejam tangenciados, principalmente no contexto de um PSA que visa um pagamento para a sua

provisão, a definição do que está sendo considerado como serviço é fundamental. Para tal, recomenda-se que a definição dos serviços ambientais adotada em PSA's siga a metodologia dos serviços finais (Haines-Young; Potschin, 2018), a fim de garantir mais clareza nos benefícios pretendidos, como também maior assertividade e confiança nas políticas e transações que serão estabelecidas. Além de que, quanto mais abrangente for as ações elegíveis para os pagamentos, maior será a dificuldade em levantar recursos financeiros suficientes para o funcionamento do PSA, afetando também a difusão dessa política. Em sua definição, Wunder (2005) já apontava que para garantir que a funcionalidade do PSA não seja comprometida, também é fundamental que objetivos colaterais não sejam impostos.

2.5 Conclusão

Várias limitações relacionadas à transparência e aplicação de conceitos em publicações sobre esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no Brasil podem ser destacadas. Nessa pesquisa, a maioria das publicações avaliadas não se atentaram a uma definição clara dos serviços ambientais, ou seja, os benefícios pelo qual seriam pagos, sendo que 33% nem sequer apresentaram um serviço. Em geral, os efeitos reais de um PSA sobre a provisão de serviços ambientais não são completamente compreendidos, pois nenhum esquema paga diretamente pela oferta de um serviço final e a maioria não se preocupa em atender o critério da condicionalidade. Os esquemas de PSA que pagam por práticas de manejo sustentável relacionadas à terra nem sempre atendem ao critério da condicionalidade, uma vez que não há um acompanhamento regular das práticas de gestão e uma base científica para a relação entre essas práticas de gestão e a provisão de serviços. A ausência de indicadores que permitam quantificar a prestação dos serviços oferecidos pode ser um fator limitante para atender o critério de condicionalidade de um PSA. Não há, na literatura, nenhum trabalho que avalie a aplicação do conceito de serviços ambientais nos esquemas de PSA brasileiros. O uso amplo do conceito de serviços ambientais e até mesmo de seus pagamentos, pode refletir na formação de políticas públicas no Brasil e comprometer a funcionalidade e disseminação do PSA no país. A fim de assegurar a real provisão e pagamento dos serviços ambientais estabelecidos em um PSA, considera-se que a definição de serviços finais apresentada pela Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES) deveria ser adotada.

3 CAPACIDADE DE ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO COMO UM CRITÉRIO DE AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE DIFERENTES TIPOS DE SOLOS BRASILEIROS NA PROVISÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

3.1 Resumo

O estoque de carbono orgânico no solo é um serviço ecossistêmico que, dentre os benefícios oferecidos, se destaca pelo potencial em mitigar as alterações climáticas através da redução do dióxido de carbono atmosférico. Considera-se que para uma avaliação eficaz do potencial de estoque de carbono no solo é preciso avaliar a capacidade dos solos para estabilizar o carbono sequestrado, ou seja, o quão distante os solos estão do ponto de saturação de carbono. Sendo assim, esse trabalho objetivou estimar a capacidade de estabilização de carbono (CECARB) por diferentes tipos de solos brasileiros, a fim de mensurar as áreas que apresentam maior potencial em prover o serviço ecossistêmico. Os resultados apontaram que as regiões de ocorrência de Latossolos, Nitossolos e Argissolos possuem maior CECARB e conseqüentemente, são áreas potenciais para investir na provisão do serviço de estoque de carbono. Em contrapartida, as regiões de Neossolos, Espodossolos e Planossolos apresentaram menor CECARB, sendo áreas mais vulneráveis e suscetíveis às mudanças tanto do uso do solo, como do clima. O modelo se apresentou como um importante indicador para mensurar o potencial de provisão do SE estoque de carbono para diferentes tipos de solos brasileiros.

3.2 Introdução

Os avanços das Ciências do Solo e das Ciências Ambientais e Sociais evidenciam a importância do solo como compartimento fundamental dos ecossistemas terrestres para provisão de Serviços Ecossistêmicos (SE) e, por consequência, para garantir a saúde e bem-estar humano (Costanza *et al.*, 1997; Kubiszewski *et al.*, 2017; Sandifer; Sutton-Grier; Ward, 2015). O solo opera na interface da litosfera, biosfera, hidrosfera e atmosfera e por isso é um dos biomateriais mais complexos da Terra e um dos mais completos indicadores ambientais (Dominati *et al.*, 2014; Ellili-Bargaoui *et al.*, 2021; Greiner *et al.*, 2017). Além disso, está diretamente relacionado à produção de matéria vegetal, à ciclagem e agregação de nutrientes, ao armazenamento e filtragem da água, controle de doenças, degradação ou redução de compostos tóxicos (Angst *et al.*, 2017; Dominati; Patterson; Mackay, 2010; Hoffland *et al.*, 2020) e é considerado a base principal para a biodiversidade, pois contém a maior diversidade

de espécies em comparação com todas as outras biotas terrestres (Blum, 2005). O Carbono Orgânico do Solo (COS) é o componente-chave para que o solo possa desempenhar suas funções e fornecer diferentes Serviços Ecossistêmicos do Solo (SES) (Canedoli *et al.*, 2020; Júnior; Martinez; Spokas, 2023; Lee *et al.*, 2022; Trivedi; Singh; Singh, 2018).

O sequestro e estoque de carbono no solo são SES apontados como estratégicos para a mitigação das mudanças climáticas em função do potencial de reduzir a concentração de carbono na atmosfera (Cerri *et al.*, 2006; Machado, 2005; Trivedi; Singh; Singh, 2018). O solo é o principal reservatório de carbono da biosfera (Carvalho *et al.*, 2010; FAO, 2015) e se estima que a quantidade de C nele estocada equivale a cerca de três vezes a quantidade na vegetação e duas vezes a quantidade contida na atmosfera terrestre (Carvalho *et al.*, 2010). Segundo os dados apresentados na 9ª Assembleia Plenária da Aliança Mundial pelo Solo (GSP), o Brasil ocupa o primeiro lugar entre os 15 países com maior potencial de sequestro de carbono pelos solos agriculturáveis (Embrapa, 2021).

Vários são os fatores e processos que influenciam no estoque de carbono nos solos e, conseqüentemente, na dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS). De maneira geral, o maior ou menor acúmulo de matéria orgânica é relacionado aos fatores que afetam a maior ou menor eficiência dos microrganismos de metabolizar os compostos orgânicos presentes em resíduos vegetais, tais como temperatura, umidade, qualidade da serapilheira e disponibilidade de nutrientes (Adair *et al.*, 2008; Cotrufo *et al.*, 2013; Hatton *et al.*, 2015). No entanto, a investigação sobre a decomposição de resíduos vegetais e a estabilização da MOS tem sido largamente dissociada (Adair *et al.*, 2008; Cotrufo *et al.*, 2013). Segundo Stevenson (1994), o teor e a natureza do COS podem variar em função de fatores que vão além da decomposição da MOS, como textura do solo, mineralogia, rocha de origem, relevo e tempo de formação do solo. Ou seja, a dinâmica do COS, seu estoque, está fortemente relacionada com os fatores de formação e desenvolvimento dos solos (Hobley *et al.*, 2015). E é neste contexto que se insere a capacidade do solo de estabilizar o carbono orgânico.

A estabilização da MOS é um aspecto de alta relevância para a compreensão do estoque de carbono, e está relacionada à capacidade de um solo de garantir maior ou menor permanência do carbono no sistema, aqui tratada como Capacidade de Estabilização do Carbono (CECARB). Ou seja, a CECARB refere-se ao quão eficientemente o carbono está retido no solo. Trata-se do resultado da ação simultânea da preservação seletiva de compostos recalcitrantes, da proteção física devido à inacessibilidade espacial da matéria orgânica por organismos decompositores e da interação ou associação organomineral (Conceição; Dieckow; Bayer, 2013; Six *et al.*, 2002; Sollins; Homann; Caldwell, 1996; Von Lützow *et al.*, 2008).

Destaca-se que a recalcitrância bioquímica é considerada o mecanismo menos atuante para a estabilização da MOS, quando comparada à proteção física e às interações organominerais (Dieckow *et al.*, 2009; Kleber *et al.*, 2011; Marschner *et al.*, 2008). Ao avaliarem o sequestro de carbono em Latossolos no Cerrado brasileiro, Bayer *et al.* (2006) verificaram que os solos brasileiros poderiam apresentar taxas de sequestro de carbono semelhantes ou até maiores que os solos norte-americanos, e sugeriram que o teor de argila e a mineralogia desses solos, bem como a proteção física da matéria orgânica dentro de agregados estáveis, tiveram papel relevante para esse resultado. Nesse sentido, é importante ressaltar que para solos tropicais e subtropicais a matéria orgânica associada aos minerais é a fração mais estável no solo e, geralmente, representa mais de 80% do carbono estocado (Bayer; Rodrigues; Souza, 2023).

Estudos apontam que solos de textura fina apresentam maior capacidade de retenção do carbono que solos de textura grossa, devido a uma maior área superficial específica disponível para interações organominerais (Churchman *et al.*, 2020; Hassink, 1997; Prout *et al.*, 2021; Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2008a). Contudo, a saturação de carbono no solo vai além da associação do COS com silte e argila, sendo também atribuível à proteção agregada, ou seja, também há relação com a estrutura do solo (Stewart *et al.*, 2008b). A manutenção de agregados estáveis nos solos pode aumentar a capacidade de estabilização do carbono não só pela proteção contra a decomposição microbiana (Baldock; Skjemstad, 2000; Brodowski *et al.*, 2006; Von Lützow *et al.*, 2008), mas também por fornecer tempo suficiente para favorecer a interação entre o carbono e os minerais do solo (Briedis *et al.*, 2018; Tivet *et al.*, 2013).

A mineralogia também possui papel relevante para entender o acúmulo e a saturação do COS, especialmente no armazenamento em camadas mais profundas (Gray; Bishop; Wilson, 2015; Ingram; Fernandes, 2001; Wiesmeier *et al.*, 2011). Vários estudos conduzidos em solos mais intemperizados indicam que a estabilização do COS em maiores profundidades é mediada, principalmente, pela interação com óxidos de Fe e Al (Dick *et al.*, 2005; Kirsten *et al.*, 2021; Reis *et al.*, 2014; Rodríguez-Albarracín *et al.*, 2023), que também são influenciados pelo pH do solo, uma vez que a redução do pH aumenta as cargas positivas desses minerais e a sorção do carbono (Ashton *et al.*, 2016; Schaefer; Fabris; Ker, 2008). O pH do solo também afeta na atividade microbiana, pois em ambientes ácidos os níveis de alumínio trocável (Al^{3+}) aumentam, resultando em um ambiente tóxico para a microbiota e consequente redução da mineralização do carbono (Aciego Pietri; Brookes, 2009; Kemmitt *et al.*, 2006).

Outros fatores importantes e apresentados na literatura são a escassez de nutrientes, o uso da terra e a temperatura. Briedis *et al.* (2016) indicaram que o fator preponderante para

limitar o acúmulo de carbono em camadas mais profundas de solos altamente intemperizados foi a escassez de nutrientes como P, Ca^{2+} e Mg^{2+} . Tivet *et al.* (2013) verificaram os efeitos positivos do manejo conservacionista (sistema de plantio direto) para o armazenamento e saturação efetiva do COS em solos brasileiros. Angers *et al.* (2011) encontraram valores de déficit de saturação de carbono menores nas regiões mais altas da França e atribuíram esse resultado às temperaturas mais baixas e ao tipo de cultivo.

Nesse sentido, observa-se que simular e mapear a dinâmica do COS é intrinsecamente complexo por se tratar de um produto da atividade biológica e de múltiplas interações entre vários fatores do ambiente e antrópicos. Isso dificulta a representação de seu funcionamento e análise mais integral, mas ferramentas como o geoprocessamento podem viabilizar estudos mais abrangentes e permitir uma visão sistêmica sobre a dinâmica do carbono no ambiente (Tornquist *et al.*, 2023). Destaca-se que a compreensão das interações entre os atributos do solo permite que as funções do solo sejam consideradas na avaliação e quantificação dos SES (Prado *et al.*, 2016). Ademais, para avaliações espaciais sobre a provisão de SE a partir dos solos, os autores utilizam, comumente, variáveis ambientais como Uso e Cobertura da Terra ao invés de usar informações diretas sobre os atributos do solo (Egoh *et al.*, 2008; Guerra *et al.*, 2016; Plieninger *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2020). Porém, a inclusão de variáveis do solo (como seus atributos) na avaliação e mapeamento de SE aumentam a confiabilidade dos modelos de predição (Guo *et al.*, 2001; Schägner *et al.*, 2013; Adhikari *et al.*, 2014).

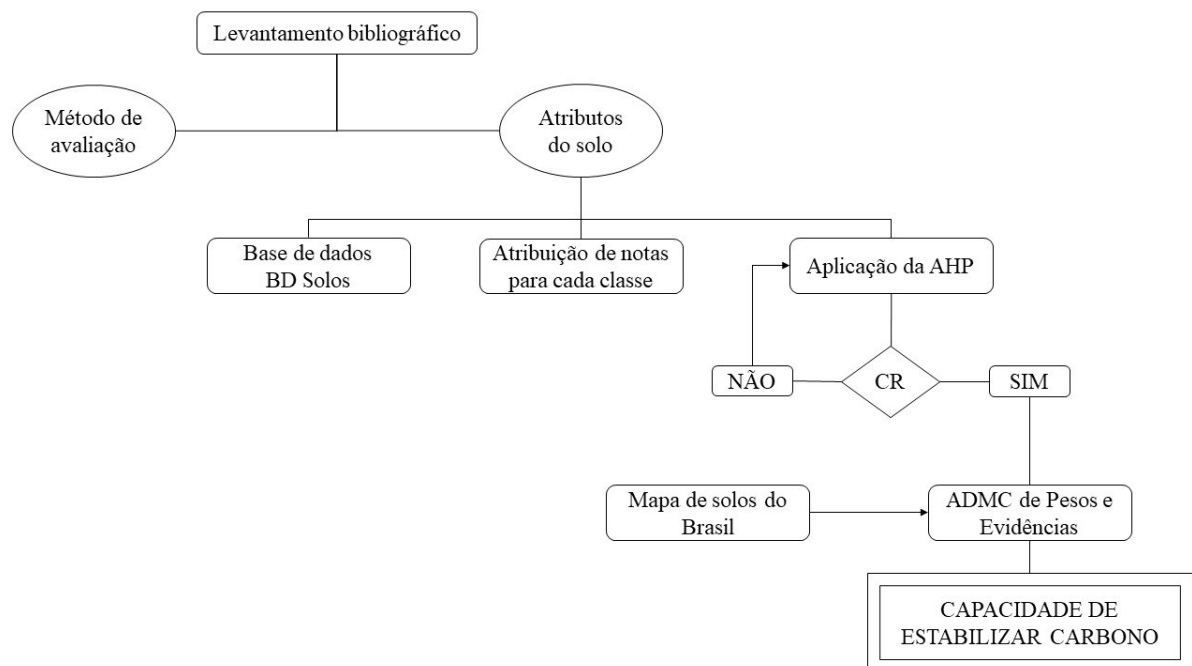
Sendo assim, este trabalho objetivou avaliar a influência dos atributos dos solos na estabilização do carbono, a fim de mensurar a CECARB de diferentes solos brasileiros. A análise se baseia na compreensão científica da formação, funcionamento, interações entre atributos dos solos, assim como no conhecimento do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Santos *et al.*, 2018) para integrar os saberes com o conceito atual de SE e desenvolver uma estrutura capaz de estimar e mapear áreas potenciais para a provisão do SE armazenamento de COS no Brasil. Considera-se possível obter uma análise ampla do papel de diferentes solos na provisão deste serviço a partir do SiBCS, e assim, apontar os solos com elevada capacidade de estabilizar carbono.

3.3 Metodologia

O modelo conceitual adotado neste trabalho foi inspirado no método Potencial de Uso Conservacionista (PUC) (Costa *et al.*, 2017) que visa por meio de uma Análise de Decisão Multicritério (ADMC) de Pesos de Evidências, classificar as áreas de uma unidade de paisagem

quanto ao seu potencial de uso sustentável. Sendo assim, as seguintes etapas foram estabelecidas: i) definição e classificação dos atributos do solo (variáveis do modelo); ii) organização da base de dados; iii) atribuição de notas às classes de cada variável; iv) ponderação das variáveis do solo quanto a sua CECARB, baseado na Análise Hierárquica de Processos (AHP); v) cálculo da razão de consistência (CR); vi) pré-processamento das bases cartográficas e, vii) execução da ADMC e definição das classes de CECARB no solo. O fluxograma metodológico para a geração da CECARB é apresentado na Figura 6.

Figura 6 - Fluxograma metodológico para avaliação da Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) no solo.



Como não é possível extrair todas as variáveis intervenientes na dinâmica da estabilização do COS, devido ao grande número de variáveis e mecanismos de interações não lineares (Tornquist *et al.*, 2023), considera-se fundamental simplificar a análise e avaliar as principais propriedades do solo para a provisão desse serviço. Nesse sentido, os critérios de ponderação foram estabelecidos por meio de revisão da literatura, considerando os atributos dos solos que influenciam na estabilização do carbono, cuja informação e mensuração possam ser levantadas a partir dos dados dos levantamentos e da classificação de solos segundo o SiBCS, sendo selecionados: textura, drenagem, estrutura, saturação por bases e profundidade (Quadro 3).

Quadro 3 - Atributos dos solos e suas respectivas classes analisadas que influenciam na estabilização do carbono.

Atributos	Classes	Justificativa
Textura	Arenosa	Solos argilosos tendem a reter mais carbono que solos arenosos, em função da sua maior superfície de contato e minerais 1:1 também tendem reter mais carbono que minerais 2:1 em função da forte atração do carbono com o Fe e Al.
	Siltosa	
	Média com argila 2:1	
	Média com argila 1:1	
	Argilosa com argila 2:1	
	Argilosa com argila 1:1	
	Muito argilosa com argila 2:1	
Muito argilosa com argila 1:1		
Drenagem	Excessivamente drenado	Quanto menor for a drenagem dos solos, menor será a perda de carbono por lixiviação e também a taxa de decomposição, favorecendo que o carbono fique no sistema por mais tempo, aumentando as chances de se formar associações organominerais.
	Fortemente drenado	
	Acentuadamente drenado	
	Bem drenado	
	Moderadamente drenado	
	Imperfeitamente drenado	
	Mal drenado	
Muito mal drenado		
Estrutura	Blocos	O arranjo estrutural dos agregados dos solos forma a estrutura física do solo e resulta em proteção ao carbono devido a inacessibilidade dos microrganismos decompositores, sendo que os microagregados são mais eficientes nessa proteção que os macroagregados.
	Granular	
	Laminar	
	Prismática	
	Maciça	
	Grãos simples	
Profundidade	Raso (≤ 50)	A profundidade também oferece uma proteção física ao carbono, além de permitir maior estabilidade, uma vez que o carbono retido nas camadas superficiais é mais vulnerável ao uso do solo e, portanto, facilmente decomposto.
	Pouco profundo (> 50 e ≤ 100)	
	Profundo (> 100 e ≤ 200)	
	Muito profundo (> 200)	
Saturação por Bases	Hiperdistrófico - ($< 35\%$)	Solos distróficos apresentam melhores condições de acumulação e estabilização do carbono que solos eutróficos, considerando a diminuição da atividade microbiológica e o fato do carbono geralmente estar associado a solos mais intemperizados e oxidicos.
	Mesodistrófico - ($\geq 35\%$ e $< 50\%$)	
	Mesoeutrófico - ($\geq 50\%$ e $< 75\%$)	
	Hipereutrófico - ($\geq 75\%$)	
	Hipereutrófico c/Ca - ($\geq 75\%$)	

Destaca-se que para essa avaliação, considerou-se como critério de segmentação dos solos o primeiro e o segundo nível categórico do SiBCS (Santos *et al.*, 2018), Ordem e Subordem, as amostras e perfis de solos de todo Brasil contidos no Sistema de Informação de Solos Brasileiros - BD Solos (Embrapa, 2014) e o mapa de solos do Brasil na escala 1:5.000.000 (Embrapa, 2011).

Em seguida, foi gerada a base de dados para esse estudo onde se considerou a característica predominante de cada atributo, ou seja, como a maioria dos solos daquela classe (1º e 2º nível categórico) responde por cada atributo analisado (Quadro 3). Para avaliar a atividade da argila, foi realizado um cálculo a partir da expressão: $(T \times 1000) / \text{teor de argila}$

(em g.kg^{-1}), já que os dados disponíveis no banco utilizado permitem esse cálculo, mas não o apresentam diretamente. Ressalta-se, também, que não há nenhum registro de classificação de um Cambissolo Hístico no BD Solos (Embrapa, 2014), desse modo, o solo em questão não foi analisado.

O número total de perfis analisados para cada tipo de solo é apresentado no **Erro! Fonte de referência não encontrada.** A definição das classes de Textura, Drenagem, Estrutura e Profundidade seguiu a proposta de Costa *et al.*, (2017) em observação ao que é apresentado pelo SiBCS (Santos *et al.*, 2018) e as classes de saturação por bases seguiram as recomendações expressas no SIBCS – 2ª edição (Santos *et al.*, 2006).

Quadro 4 - Característica geral dos solos brasileiros para cada variável analisada a partir das informações levantadas no BD Solos.

CLASSES DE SOLOS ORDEM	SUBORDEM	TOTAL PERFIS	CLASSE TEXTURAL	CLASSE DE DRENAGEM	CLASSE DE PROFUNDIDADE	CLASSE ESTRUTURAL	CLASSE DE SATURAÇÃO POR BASES
ARGISSOLOS	BRUNO-ACINZENTADOS	16	Argilosa 2:1	Moderadamente drenado	Pouco profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	ACINZENTADOS	27	Média 1:1	Moderadamente drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	AMARELOS	256	Média 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	VERMELHOS	240	Média 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Mesoeutrófico
	VERMELHO-AMARELOS	1514	Média 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
CAMBISSOLOS	FLÚVICOS	14	Média 2:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico
	HÍSTICOS	0	-	-	-	-	-
	HÚMICOS	35	Argilosa 2:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	HÁPLICOS	503	Média 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
CHERNOSSOLOS	RÊNDZICOS	10	Média 2:1	Moderadamente drenado	Pouco profundo	Granular	Hipereutrófico c/Ca
	EBÂNICOS	3	Média 2:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico c/Ca
	ARGILÚVICOS	43	Média 2:1	Bem drenado	Pouco profundo/Profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico
	HÁPLICOS	15	Argilosa 2:1	Bem drenado	Pouco profundo/Profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico
ESPODOSSOLOS	HUMILÚVICOS	41	Arenosa	Mal drenado	Profundo	Granular	Hiperdistrófico
	FERRILÚVICOS	3	Arenosa	Imperfeitamente drenado	Profundo	Granular	Hiperdistrófico
	FERRI-HUMILÚVICOS	15	Arenosa	Excessivamente drenado	Profundo	Granular	Hiperdistrófico
GLEISSOLOS	TIOMÓRFICOS	9	Média 2:1	Muito mal drenado	Profundo	Maciça	Mesoeutrófico
	SÁLICOS	12	Média 2:1	Mal drenado	Profundo	Maciça	Hipereutrófico
	MELÂNICOS	32	Média 2:1	Mal drenado	Profundo	Maciça	Hiperdistrófico
	HÁPLICOS	80	Média 2:1	Mal drenado	Profundo	Maciça	Hiperdistrófico
	VERMELHOS	774	Muito argilosa 1:1	Acentuadamente drenado	Profundo	Granular	Hiperdistrófico
LATOSSOLOS	AMARELOS	571	Argilosa 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	VERMELHO-AMARELOS	760	Argilosa 1:1	Bem drenado	Profundo	Granular	Hiperdistrófico
	BRUNOS	44	Muito argilosa 1:1	Acentuadamente drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
LUVISSOLOS	CRÔMICOS	35	Média 2:1	Moderadamente drenado	Pouco profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico
	HÁPLICOS	2	Média 2:1	Bem drenado	Pouco profundo/Muito profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico/Mesoeutrófico
NEOSSOLOS	QUARTZARÊNICOS	325	Arenosa	Excessivamente drenado	Profundo	Grãos simples	Hiperdistrófico
	LITÓLICOS	308	Média 2:1	Bem drenado	Raso	Granular	Hiperdistrófico/Hipereutrófico
	FLÚVICOS	262	Média 2:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Maciça	Hipereutrófico
	REGOLÍTICOS	65	Arenosa	Bem drenado	Profundo	Grãos simples	Mesoeutrófico
NITOSSOLOS	BRUNOS	69	Muito argilosa 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	VERMELHOS	273	Argilosa 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Mesoeutrófico
	HÁPLICOS	88	Argilosa 1:1	Bem drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico/Mesoeutrófico
ORGANOSSOLOS	TIOMÓRFICOS	6	Média 2:1	Muito mal drenado	Profundo	Maciça	Hiperdistrófico/Mesoeutrófico
	FÓLICOS	4	Muito argilosa 2:1	Acentuadamente drenado	Raso	Granular	Hiperdistrófico/Mesodistrófico/Hipereutrófico
	HÁPLICOS	34	Média 2:1	Muito mal drenado	Profundo	Maciça	Hiperdistrófico
PLANOSSOLOS	NÁTRICOS	80	Média 2:1	Imperfeitamente drenado	Pouco profundo	Maciça	Hipereutrófico
	HÁPLICOS	118	Média 2:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hipereutrófico
PLINTOSSOLOS	PÉTRICOS	69	Média 1:1	Bem drenado	Profundo	Granular	Hiperdistrófico
	ARGILÚVICOS	96	Média 1:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Blocos subangulares	Hiperdistrófico
	HÁPLICOS	30	Média 1:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Maciça	Hiperdistrófico
VERTISSOLOS	HIDROMÓRFICOS	3	Argilosa 2:1	Imperfeitamente drenado	Pouco profundo/Muito profundo	Blocos angulares	Hipereutrófico
	EBÂNICOS	9	Muito argilosa 2:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Prismática	Hipereutrófico c/Ca
	HÁPLICOS	20	Argilosa 2:1	Imperfeitamente drenado	Profundo	Blocos angulares	Hipereutrófico

A partir do BD Solos (Embrapa, 2014) também foi possível extrair o teor médio de Carbono Orgânico (CO) para cada tipo de solo, a fim de comparar com o resultado da CECARB no solo. A avaliação baseou-se no cálculo do teor médio de CO por perfil de solo e posteriormente, foi calculada a média para cada tipo de solo (Tabela 1).

Tabela 1 - Teor médio de Carbono Orgânico (CO) por perfil de solo.

ORDEM	SUBORDEM	CO (g Kg ⁻¹)
ORGANOSSOLOS	HÁPLICOS	166,83
ORGANOSSOLOS	TIOMÓRFICOS	155,39
ORGANOSSOLOS	FÓLICOS	84,00
GLEISSOLOS	TIOMÓRFICOS	50,57
GLEISSOLOS	MELÂNICOS	25,74
CHERNOSSOLOS	RÊNDZICOS	23,36
NEOSSOLOS	LITÓLICOS	16,14
LATOSSOLOS	BRUNOS	15,11
CAMBISSOLOS	HÁPLICOS	14,51
GLEISSOLOS	SÁLICOS	14,34
CAMBISSOLOS	HÚMICOS	13,86
NITOSSOLOS	BRUNOS	12,37
PLINTOSSOLOS	HÁPLICOS	12,25
ESPODOSSOLOS	HUMILÚVICOS	11,39
LUVISSOLOS	HÁPLICOS	11,25
ARGISSOLOS	BRUNO-ACINZENTADOS	10,82
CHERNOSSOLOS	HÁPLICOS	10,71
PLINTOSSOLOS	PÉTRICOS	10,65
GLEISSOLOS	HÁPLICOS	10,24
VERTISSOLOS	EBÂNICOS	10,13
LATOSSOLOS	VERMELHOS	10,03
NITOSSOLOS	VERMELHOS	9,62
ESPODOSSOLOS	FERRI-HUMILÚVICOS	9,23
CHERNOSSOLOS	EBÂNICOS	8,99
CHERNOSSOLOS	ARGILÚVICOS	8,79
VERTISSOLOS	HÁPLICOS	8,12
LATOSSOLOS	VERMELHO-AMARELOS	7,91
LATOSSOLOS	AMARELOS	7,86
NITOSSOLOS	HÁPLICOS	7,59
ARGISSOLOS	VERMELHO-AMARELOS	7,29
ARGISSOLOS	VERMELHOS	6,75
NEOSSOLOS	FLÚVICOS	6,67
CAMBISSOLOS	FLÚVICOS	6,52
VERTISSOLOS	HIDROMÓRFICOS	6,35
PLINTOSSOLOS	ARGILÚVICOS	6,27
LUVISSOLOS	CRÔMICOS	6,20
ARGISSOLOS	AMARELOS	5,79
ARGISSOLOS	ACINZENTADOS	5,02
ESPODOSSOLOS	FERRILÚVICOS	4,76
PLANOSSOLOS	HÁPLICOS	4,58
NEOSSOLOS	QUARTZARÊNICOS	4,30
NEOSSOLOS	REGOLÍTICOS	4,11
PLANOSSOLOS	NÁTRICOS	3,93
CAMBISSOLOS	HÍSTICOS	-

A atribuição das notas baseou-se nas especificidades de cada atributo e na literatura científica. As notas foram atribuídas em um intervalo de 1 a 5 para cada classe de um mesmo atributo, sendo que as menores notas foram designadas às variáveis que possuem menor

CECARB no solo, conforme apresentado na Tabela 2. Em situações que não foi possível determinar a classe predominante do atributo analisado, as duas ou mais classes encontradas para o tipo de solo foi apresentado na Tabela 1 e, para definição da nota da classe, foi considerado um valor intermediário entre elas. Por exemplo, na base de dados haviam apenas dois perfis de Luvisolos Háplicos (Embrapa, 2014), um estava classificado como pouco profundo (Nota 4 - Tabela 2) e o outro como muito profundo (Nota 5 - Tabela 2). Sendo assim, o Quadro 4 contém as duas classes de profundidade e na análise foi considerada a Nota 4,5 para esse atributo.

Tabela 2 - Notas atribuídas para cada classe dos atributos analisados.

TEXTURA	NOTA	DRENAGEM	NOTA	ESTRUTURA	NOTA
Arenosa	1	Excessivamente drenado	1	Blocos	4
Siltosa	2	Fortemente drenado	1	Granular	5
Média com argila 2:1	3	Acentuadamente drenado	1	Laminar	1
Média com argila 1:1	4	Bem drenado	2	Prismática	3
Argilosa com argila 2:1	4	Moderadamente drenado	3	Maciça	3
Argilosa com argila 1:1	5	Imperfeitamente drenado	4	Grãos simples	2
Muito argilosa com argila 2:1	4	Mal drenado	5		
Muito argilosa com argila 1:1	5	Muito mal drenado	5		
SATURAÇÃO POR BASES (SIBCS, 2006)	NOTA	PROFUNDIDADE (cm)	NOTA		
Hiperdistrófico - (< 35%)	5	Raso (≤ 50)	3		
Mesodistrófico - ($\geq 35\%$ e < 50%)	4	Pouco profundo (> 50 e ≤ 100)	4		
Mesoeutrófico - ($\geq 50\%$ e < 75%)	2	Profundo (> 100 e ≤ 200)	5		
Hipereutrófico - ($\geq 75\%$)	1	Muito profundo (> 200)	5		
Hipereutrófico c/Ca - ($\geq 75\%$)	5				

Para analisar a ponderação de cada atributo (textura, drenagem, profundidade, estrutura e saturação por bases) quanto à CECARB, foi realizada a AHP que se trata de uma abordagem de tomada de decisão multicritério em que os fatores são organizados em uma estrutura hierárquica (Saaty, 1990). Essa técnica baseia-se na lógica da comparação pareada dos atributos analisados a partir da coleta de julgamento dos decisores, onde os atributos são comparados a partir de uma matriz quadrada cuja ordem é igual ao número de atributos subordinados (Saaty, 1990). Sendo assim, os atributos analisados foram ordenados em uma matriz de comparação pareada de ordem 5 e, em seguida, o julgamento baseou-se na escala de Saaty (1990), conforme representado na Tabela 3.

Tabela 3 - Escala de julgamento de Saaty

ESCALA NUMÉRICA	ESCALA CONCEITUAL (LINHA X COLUNA)
1/1	Os dois elementos comparados contribuem igualmente para o objetivo
3/1	O elemento da linha é moderadamente mais importante que o elemento da coluna
5/1	O elemento da linha é fortemente mais importante que o elemento da coluna
7/1	O elemento da linha é muito fortemente mais importante que o elemento da coluna
9/1	O elemento da linha é extremamente mais importante que o elemento da coluna
1/3	O elemento da linha é moderadamente menos importante que o elemento da coluna
1/5	O elemento da linha é fortemente menos importante que o elemento da coluna
1/7	O elemento da linha é muito fortemente menos importante que o elemento da coluna
1/9	O elemento da linha é extremamente menos importante que o elemento da coluna
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre dois julgamentos, indicado para situações de dúvida entre dois graus

Fonte: Elaborado a partir de Saaty (1990).

Esse processo consiste nos julgamentos dos tomadores de decisão sobre a importância de um atributo em relação ao outro. A princípio é realizado de forma subjetiva e posteriormente é convertido para uma escala numérica variando de 1 a 9, a fim de registrá-lo na matriz (Tabela 3). Destaca-se que o decisor compara cada elemento da linha com cada elemento da coluna e registra o valor do julgamento na matriz na posição linha e coluna referente aos elementos comparados (Tabela 4). Assim, o julgamento do decisor se norteou nas seguintes perguntas: qual dos dois elementos contribui mais para estabilizar o carbono no solo? Quanto um elemento contribui mais que outro?

Tabela 4 - Comparação pareada entre os elementos avaliados neste trabalho.

EVENTO: CAPACIDADE DO SOLO EM ESTABILIZAR CARBONO					
Elemento	<i>Textura</i>	<i>Drenagem</i>	<i>Estrutura</i>	<i>Profundidade</i>	<i>Saturação por bases</i>
<i>Textura</i>	1/1	7/1	3/1	3/1	7/1
<i>Drenagem</i>	1/7	1/1	1/3	1/5	3/1
<i>Estrutura</i>	1/3	3/1	1/1	2/1	5/1
<i>Profundidade</i>	1/3	5/1	1/2	1/1	6/1
<i>Saturação por bases</i>	1/7	1/3	1/5	1/6	1/1

Fonte: Elaborado segundo método de Saaty (1990).

Após a construção da matriz de julgamento, calculou-se o CR e obteve o valor de 0,07. Enfatiza que, segundo Saaty (1990), valores inferiores ou iguais a 0,10 representam um julgamento consistente e valores superiores representam inconsistência, nesse caso, é necessário refazer o julgamento. Verificada a consistência do julgamento, considera-se o cálculo das prioridades globais de cada variável para definir a importância de cada atributo em

relação ao objetivo principal. Em seguida, realizou-se a ADMC para a definição da CECARB, conforme a Equação 1:

$$CEC = (textura * 0,47) + (drenagem * 0,07) + (estrutura * 0,22) + (profundidade * 0,20) + (saturação\ por\ bases * 0,04)$$

O raster final da classificação de solos do Brasil foi reclassificado a partir dos intervalos obtidos na Equação 1, em ordem crescente e considerando números inteiros de 1 a 5, a fim de padronizar as análises e permitir a comparação dos resultados em escala nacional (Tabela 5). Para padronizar a representação dos resultados em escala cartográfica, também se atribuiu para cada classe uma simbologia representativa nas seguintes cores:

Tabela 5 - Intervalos de abrangência e cores atribuídas às classes para representação da CECARB.

Classe de CECARB	Intervalo	Cor atribuída
Muito baixa	2,00 – 3,33	Azul
Baixa	3,34 – 3,49	Verde
Média	3,50 – 3,99	Amarelo
Alta	4,00 – 4,39	Laranja
Muito alta	4,40 – 5,00	Vermelho

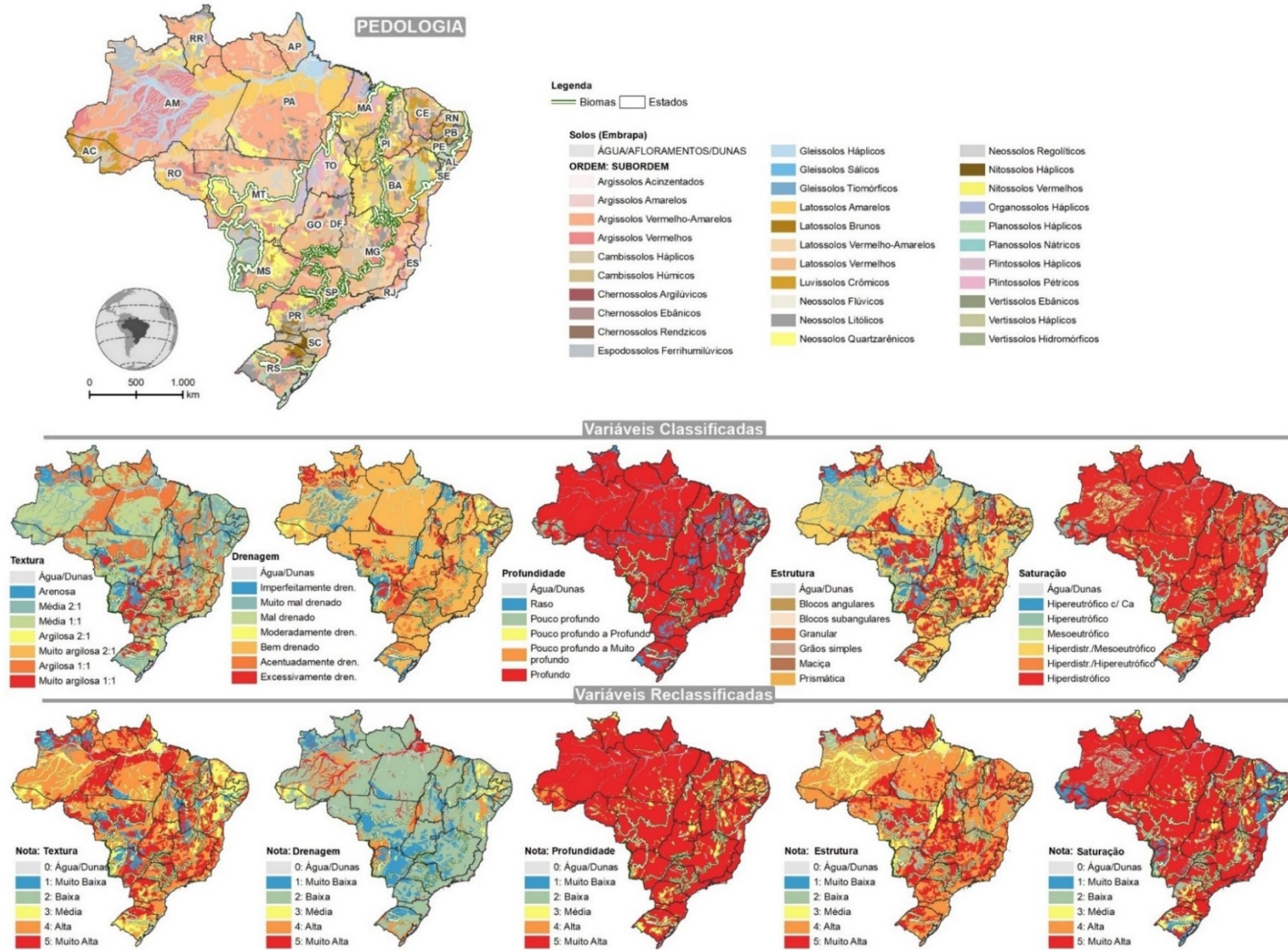
A reclassificação do *raster* final foi realizada obedecendo a associação entre os intervalos obtidos na Equação 1, em ordem crescente, aos números inteiros, de 1 a 5. Assim, o menor número, tanto em intervalo, quanto reclassificado, representa a CECARB Muito baixa e, o maior, representa as áreas de CECARB Muito alta (Tabela 5). Dadas as classes em números inteiros, a análise das áreas foi realizada por meio da ferramenta *Zonal Statistics as Table*.

3.4 Resultados

Os resultados da reclassificação das variáveis do solo (textura, drenagem, estrutura, profundidade e saturação por bases) são apresentados na Figura 7. Observa-se que solos com textura média 1:1 (Nota 4) e textura argilosa 1:1 (Nota 5) predominam no Brasil, representando, respectivamente, 38,77% e 25,19% do território nacional. No que se refere às classes de estruturas, 51,09% do território brasileiro é marcado por solos com estrutura em blocos subangulares (Nota 4) e 28,40% com estrutura granular (Nota 5). Os resultados demonstram que textura e estrutura são as variáveis mais sensíveis com as alterações dos tipos de solos (Figura 7). Em relação a drenagem, 66,85% do território nacional é composto por solos bem drenados (Nota 2) e os dados que representam maior CECARB (Nota 5) se concentraram nas regiões de cursos hídricos (Figura 7). Já os dados de profundidade e saturação por bases

apresentaram comportamento praticamente homogêneo quanto à CECARB em todo território brasileiro (Figura 7), sendo que 87,25% é marcado por solos profundos (Nota 5) e 77,05% por solos hiperdistróficos (Nota 5).

Figura 7 - Mapa de solos do Brasil na escala 1:5.000.000 (Embrapa, 2011). Classes das variáveis do solo analisadas, segundo Embrapa (2014), e suas respectivas reclassificações para análise da Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB).



A partir da análise multicritério, observa-se que cerca de 66% da área total do Brasil contém solos com alta a muito alta CECARB (Figura 8). No geral, essas áreas são constituídas por solos profundos, bem estruturados, argilosos e com predomínio de argilominerais 1:1, como os Latossolos, Nitossolos e Argissolos (Tabela 6). Os solos que apresentaram menor CECARB foram solos de textura grossa, eutrófico, ricos em argilominerais 2:1 e rasos como os Neossolos, Espodosolos e Luvisolos (Tabela 6) e representam cerca de 21% da área total do país (Figura 8).

Figura 8 - Resultado da Análise de Decisão Multicritério (ADMC) de Pesos de Evidências com as respectivas classes de Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) no solo.

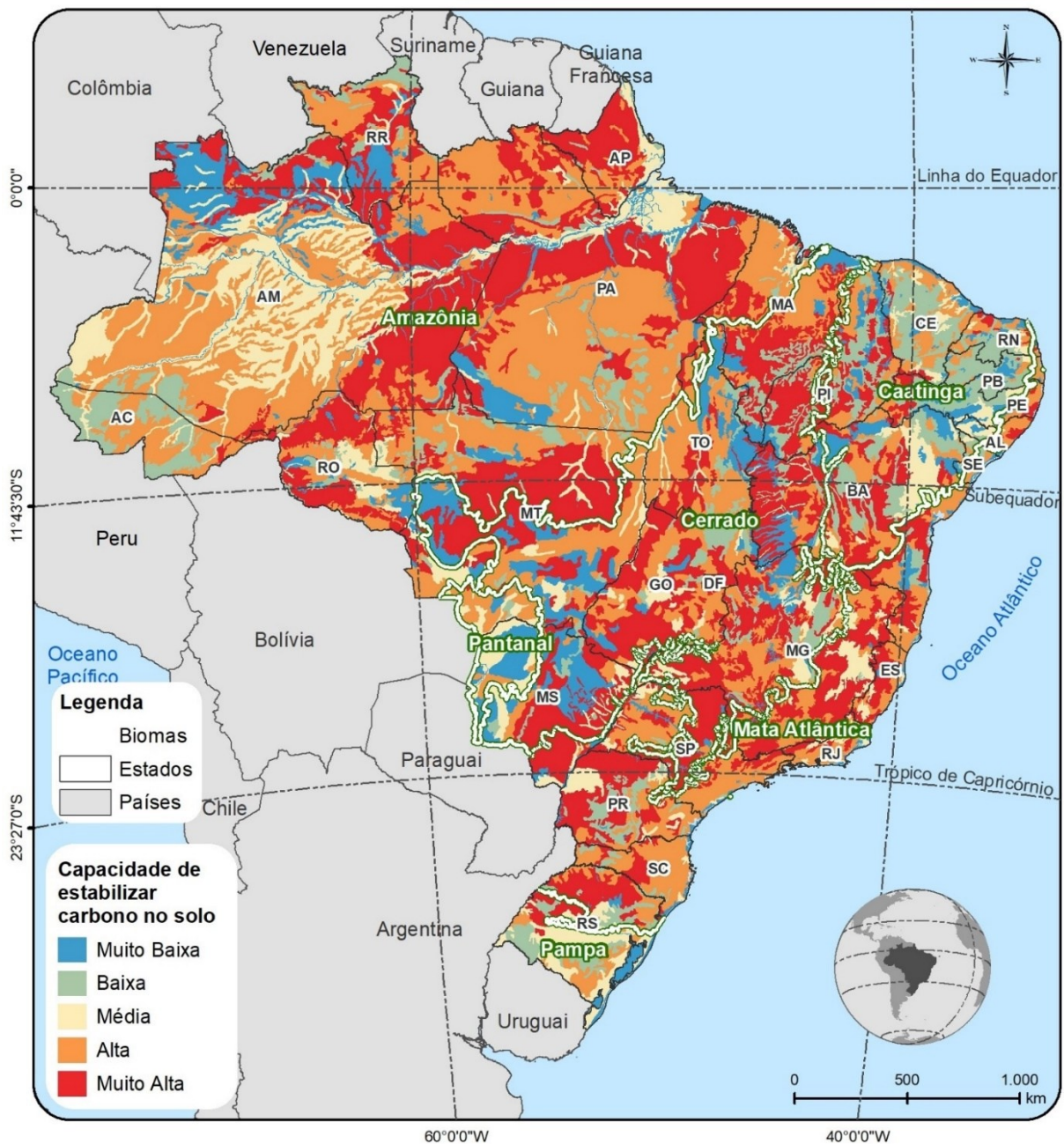


Tabela 6 - Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) em relação aos diferentes tipos de solos.

ORDEM	SUBORDEM	CECARB	Classe de CECARB
LATOSSOLOS	VERMELHO-AMARELOS	4,79	Muito alta
LATOSSOLOS	VERMELHOS	4,72	
LATOSSOLOS	AMARELOS	4,59	
LATOSSOLOS	BRUNOS	4,52	
NITOSSOLOS	HÁPLICOS	4,51	
NITOSSOLOS	VERMELHOS	4,47	
PLINTOSSOLOS	PÉTRICOS	4,32	Alta
ARGISSOLOS	ACINZENTADOS	4,19	
ARGISSOLOS	AMARELOS	4,12	
ARGISSOLOS	VERMELHO-AMARELOS	4,12	
CAMBISSOLOS	HÚMICOS	4,12	
CAMBISSOLOS	HÁPLICOS	4,12	
VERTISSOLOS	HÁPLICOS	4,10	
PLINTOSSOLOS	HÁPLICOS	4,06	
VERTISSOLOS	EBÂNICOS	4,06	
ARGISSOLOS	VERMELHOS	4,00	
VERTISSOLOS	HIDROMÓRFICOS	3,99	Média
CHERNOSSOLOS	EBÂNICOS	3,79	
CHERNOSSOLOS	RÊNDZICOS	3,70	
GLEISSOLOS	HÁPLICOS	3,66	
ORGANOSSOLOS	HÁPLICOS	3,66	
PLANOSSOLOS	HÁPLICOS	3,63	
GLEISSOLOS	TIOMÓRFICOS	3,54	
GLEISSOLOS	SÁLICOS	3,50	
NEOSSOLOS	FLÚVICOS	3,43	
CHERNOSSOLOS	ARGILÚVICOS	3,38	Baixa
LUVISSOLOS	CRÔMICOS	3,34	Muito baixa
NEOSSOLOS	LITÓLICOS	3,33	
PLANOSSOLOS	NÁTRICOS	3,21	
ESPODOSSOLOS	FERRI-HUMILÚVICOS	2,24	
NEOSSOLOS	QUARTZARÊNICOS	2,24	
NEOSSOLOS	REGOLÍTICOS	2,19	

Considerando o teor médio de CO para os diferentes tipos de solos (Tabela 1), foi possível observar que todos os solos com teores acima de 20 g Kg⁻¹ apresentaram média CECARB, sendo eles: Organossolos Háplicos (166,83 g Kg⁻¹), Gleissolos Tiomórficos (50,57 g Kg⁻¹) e Chernossolos Rêndzicos (23,36 g Kg⁻¹). Destaca-se que o mapa de solos do Brasil (Embrapa, 2011) não contempla todas as classes definidas conforme o SiBCS (Santos *et al.*, 2018).

Ao avaliar a CECARB em relação aos diferentes biomas brasileiros, observou-se que os biomas que apresentaram maiores extensões de áreas com muito alta CECARB nos solos foram

o Cerrado e a Mata Atlântica (Tabela 7), contendo 41,26% e 41,03% de área enquadrada nessa classe, respectivamente. O terceiro bioma com CECARB nos solos mais expressivo foi a Amazônia, sendo que 38,88% do território amazônico se enquadra com alta CECARB e 30,88% com muito alta CECARB (Tabela 7). Somando as classes alta e muito alta, a Mata Atlântica é o bioma que mais se destaca, com 78,13% de área, seguido da Amazônia (69,75%) e Cerrado (68,93%).

Tabela 7 - Capacidade de Estabilizar Carbono (CECARB) em relação aos diferentes biomas brasileiros.

Bioma	Capacidade de Estabilizar Carbono				
	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta
Amazônia	8,27%	6,95%	15,03%	38,88%	30,88%
Caatinga	12,16%	34,16%	11,55%	21,39%	20,75%
Cerrado	15,98%	9,02%	6,07%	27,68%	41,26%
Mata Atlântica	4,64%	7,86%	9,37%	37,11%	41,03%
Pampa	3,40%	25,39%	41,96%	17,64%	11,61%
Pantanal	30,01%	1,47%	34,78%	32,04%	1,70%

Os biomas Caatinga e Pantanal se destacam por apresentarem áreas expressivas com baixa (34,16% do território da Caatinga) e muito baixa (30,01% do território do Pantanal) CECARB. No entanto, a maior extensão do Pantanal se enquadra na classe de média CECARB (34,78%), assim como o Pampa, contendo 41,96% de sua área com CECARB média.

3.5 Discussão

3.5.1 CECARB em relação às diferentes classes de solos brasileiros

Solos de regiões tropicais apresentam comportamentos muito diferentes dos solos desenvolvidos em regiões temperadas para a estabilização do carbono (Sposito, 2008). Em função da ampla diversidade de pedoambientes e de fatores de formação do solo como o clima úmido e quente, grande parte do território brasileiro é marcado por solos altamente intemperizados e também com alta a muito alta capacidade para estabilizar carbono (Figura 8). Esse resultado corrobora com Briedis *et al.* (2016), que não observaram sinais de saturação de carbono em solos intemperizados do Brasil, indicando a alta capacidade desses solos.

Os solos que predominam no país são os Latossolos e os Argissolos, ocupando juntos cerca de 58% do território (Embrapa, 2014). Ambos, especialmente os Latossolos, são comumente caracterizados por serem profundos, distróficos, muitas vezes ácidos, de textura

fina, compostos predominantemente por argilominerais 1:1 (caulinitas), com alto teor de óxidos e hidróxidos de Fe e Al (hematita, goetita e gibbsita), baixa fertilidade natural e formação de cargas negativas dependente do pH (Santos *et al.*, 2018; Schaefer, 2023; Schaefer; Fabris; Ker, 2008). O conjunto desses fatores justificam os resultados de alta a muito alta CECARB nesses solos, assim como nos Nitossolos. Segundo Sá *et al.* (2013), um desses fatores pode ser considerado como determinante para condicionar a capacidade de um solo em armazenar carbono, que é o seu conteúdo de argila. Conforme os autores, quanto maior for o teor de argila, maior será a capacidade do solo em armazenar carbono (Sá *et al.*, 2013). Igualmente, Bayer *et al.* (2006b) também relacionaram a capacidade de armazenamento de carbono com a textura do solo ao verificarem que os maiores teores de carbono estavam retidos nas frações de tamanho argila (41 g kg^{-1}) do que em frações mais grosseiras, indicando uma queda expressiva de carbono nas frações de tamanho areia (1 g kg^{-1}).

O enriquecimento de carbono na fração argila indica a força da interação organomineral nesta fração, devido a uma maior área superficial específica disponível (Churchman *et al.*, 2020; Hassink, 1997; Prout *et al.*, 2021; Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2008a). Destaca-se que a estabilização química do carbono pela interação organomineral é considerada a forma mais estável de armazenamento do carbono ao longo do tempo (Kleber, 2010; Kleber *et al.*, 2015, 2021; Klotzbücher *et al.*, 2011), o que também controla a capacidade máxima do solo em estabilizar carbono (Hassink, 1997; Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2008b).

Sendo assim, o teor de argila não é suficiente para explicar a dinâmica da estabilidade do carbono nos solos (Ashton *et al.*, 2016), a mineralogia também precisa ser considerada, principalmente para avaliar a estabilização do carbono nas camadas mais profundas (Gray; Bishop; Wilson, 2015; Ingram; Fernandes, 2001; Kleber *et al.*, 2015, 2021; Rodríguez-Albarracín *et al.*, 2023; Wiesmeier *et al.*, 2011). Entende-se que a fração argila é fundamental para o sequestro de carbono, mas para a estabilização do carbono a mineralogia exerce um papel preponderante. Caulinita, gibbsita, hematita e goethita constituem os principais minerais da fração argila de solos altamente intemperizados (Schaefer; Fabris; Ker, 2008) como os solos de alta e muito alta CECARB (Tabela 6). Na caulinita a interação com os compostos orgânicos ocorre principalmente por complexo de esfera externa, que é considerada uma interação de baixa estabilidade (Kleber *et al.*, 2015). Já nos óxidos de ferro (hematita e goethita) e alumínio (gibbsita), muito comuns em Latossolos e Argissolos, a interação é através de ligações covalentes entre os grupos funcionais dos óxidos e da MOS (complexo de esfera interna), sendo considerada uma interação de alta estabilidade (Kaiser; Zech, 2000; Kleber *et al.*, 2015; Reis *et al.*, 2014).

No que se refere aos argilominerais encontrados em solos menos intemperizados (do tipo 2:1), como a vermiculita, a interação com os compostos orgânicos se dá através de ligações eletrostáticas (Kögel-Knabner *et al.*, 2008) que são ainda mais instáveis do que as supracitadas. Isso explica porque as interações organominerais em solos de clima tropical são mais expressivas e fortes do que em solos de clima temperado, que predominam argilominerais do tipo 2:1 (Bayer; Rodrigues; Souza, 2023), bem como as diferenças encontradas nesse trabalho entre alguns Vertissolos e Chernossolos (CECARB média a baixa) e Argissolos e Latossolos (CECARB alta a muito alta).

A alta interação entre o carbono e os argilominerais, especialmente os óxidos de Fe e Al, também favorece no aumento da estabilidade do COS em profundidade (Boddey *et al.*, 2010; Briedis *et al.*, 2016; Rodrigues *et al.*, 2022; Rodríguez-Albarracín *et al.*, 2023). Segundo BODDEY *et al.* (2010), o carbono estocado até 1,00 m de profundidade foi 59% maior do que o acúmulo de carbono observado até 0,30 m, sendo que este acúmulo na profundidade de até 1,00 m também é comumente relacionado ao alcance das raízes (Wright; Dou; Hons, 2007). Já o carbono armazenado em profundidades superiores a 1,00 m pode ser explicado pela matéria orgânica dissolvida transportada, representando um estoque mais antigo e, portanto, mais estável (Kaiser; Kalbitz, 2012; Leinemann *et al.*, 2018; Wright; Dou; Hons, 2007).

O carbono acumulado em subsuperfície apresenta maior proteção física e menor vulnerabilidade às ações antrópicas, uma vez que o uso do solo apresenta uma influência mais significativa no carbono armazenado nas camadas superficiais (Adhikari *et al.*, 2014; Hobley *et al.*, 2015; Khan *et al.*, 2023). Corroborando com os resultados apresentados, uma vez que solos rasos, como os Neossolos, apresentaram baixa CECARB (Tabela 6). Nesse sentido, em ambientes tropicais marcados por solos profundos, a capacidade dos solos em estabilizar carbono consiste mais no subsolo do que nas camadas superficiais (Dick *et al.*, 2005; Kirsten *et al.*, 2021; Rodríguez-Albarracín *et al.*, 2023).

No entanto, Briedis *et al.* (2016) indicaram que existe um desafio para alcançar esse potencial em profundidade, uma vez que a escassez de nutrientes como o fósforo, cálcio e magnésio limitaram o acúmulo de carbono nas camadas mais profundas, indicando que a alta atividade microbiana combinada com a boa fertilidade do solo resultaram em uma maior eficiência de acumulação de COS em superfície. É importante reforçar que carbono acumulado não é garantia de carbono acumulado com estabilidade. Ainda assim, os autores também identificaram que o déficit de saturação de carbono em profundidade é elevado, ou seja, a diferença entre o conteúdo de carbono armazenado no solo e o nível de saturação estimado,

indicando alto potencial para armazenar novo carbono e que, investir em reservas nutricionais no subsolo podem ser uma solução para acumular carbono em profundidade (Briedis *et al.*, 2016) e com maior estabilidade.

Todavia, destaca-se que os resultados encontrados por Briedis *et al.* (2016) não invalida a avaliação realizada nesse modelo considerando a análise da saturação por bases, uma vez que as condições de distrofismo também afetam na atividade microbiana do solo, diminuindo a decomposição do carbono e favorecendo o acúmulo, conforme apresentado por Mantovani *et al.* (2024) que observaram elevados valores de carbono nos Latossolos da Mata Atlântica, em até 1 m de profundidade. Os autores atribuíram esse resultado ao efeito conjunto da entrada de carbono através da serapilheira, da conservação do solo e das condições naturais de baixa fertilidade dos Latossolos que criaram um ambiente de baixo potencial de mineralização (Mantovani *et al.*, 2024).

Outro fator considerado nesta análise foi a proteção física referente a oclusão do carbono no interior de agregados. Esse mecanismo é menos atuante para a estabilização da MOS, comparado a interação organomineral, mas é importante por promover uma inacessibilidade espacial do carbono aos organismos decompositores e também reduzir a difusão de oxigênio, sendo que ambos resultam em uma menor atividade microbiana e taxa de decomposição (Denef *et al.*, 2007; Six *et al.*, 2002). Nesse sentido, solos argilosos, melhor estruturados e com agregados mais estáveis apresentam o melhor cenário para estabilizar o carbono intra-agregado. A estabilização do carbono ocorre tanto em macroagregados quanto em microagregados, dos quais, os macroagregados são mais complexos e menos estáveis, pois em função da maior macroporosidade possuem maior difusão de oxigênio e, conseqüentemente, maior atividade microbiana (Bayer; Rodrigues; Souza, 2023).

Nesse sentido, os teores de carbono intra-agregado podem ser um indicador da estabilização do carbono no solo (Bayer; Rodrigues; Souza, 2023; Six *et al.*, 2002), uma vez que os macroagregados possuem maior disponibilidade de compostos orgânicos lábeis, pois é onde o carbono recém adicionado é acumulado e os microagregados possuem maior concentração de carbono associado aos minerais, que representam a porção de carbono acumulada com maior estabilidade (Bayer; Rodrigues; Souza, 2023). Portanto, solos com estrutura predominantemente composta por microagregados estáveis, como a estrutura granular de Latossolos e Nitossolos, oferecem as melhores condições para estabilização do carbono. É importante ressaltar que a proteção física do carbono promovida pelos agregados dos solos está diretamente relacionada com o uso e manejo do solo, uma vez que solos conservados, com ausência de revolvimento e constante adição de carbono possibilita que as funções do solo

sejam desempenhadas com eficiência, resultando na provisão de diversos SE, além do sequestro e estoque de carbono (Conceição; Dieckow; Bayer, 2013; Doran; Zeiss, 2000; Mantovani *et al.*, 2024; Mota *et al.*, 2020).

Outro fator analisado neste modelo que apresenta relação com a estabilidade do carbono no solo é a condição de drenagem, uma vez que solos mal ou imperfeitamente drenados, como Gleissolos, Vertissolos e Planossolos, são beneficiados para acumularem carbono em função da baixa atividade microbiana provocada pela condição de saturação por água. Com a baixa oxigenação do solo, o ambiente fica impróprio para microrganismos aeróbicos, que possuem maior eficiência para decompor a matéria orgânica (Bettiol *et al.*, 2023). Do contrário, quando o solo possui drenagem livre, as taxas de perdas de carbono por lixiviação são aumentadas, especialmente em condições de solos arenosos, onde o baixo teor de argila reduz a retenção do carbono (Bayer *et al.*, 2006b), ou em condições de baixa profundidade, onde o carbono também é perdido por erosão ou escoamento superficial. Como exemplo, os resultados encontrados para os Planossolos Nátricos demonstram que apesar de serem imperfeitamente drenados, esses solos geralmente são pouco profundos e de textura média, sendo que também apresentam gradiente textural elevado, o que causa grande suscetibilidade à erosão e a soma de todos esses fatores resultam em uma CECARB muito baixa.

Isso posto, para avaliação da capacidade dos solos em estabilizar carbono é preciso avaliar a interação entre esses fatores, não sendo possível isolá-los, uma vez que um fator pode inibir ou fomentar o potencial de outro. Ressalta-se que o entendimento sobre a estabilização e saturação do carbono no solo é importante para mensurar e determinar o real potencial de estoque de carbono no solo, bem como, identificar áreas potenciais para armazenar e acumular novo carbono. Nesse sentido, destaca-se ainda que a escala adotada para essa avaliação e a quantidade de informações disponíveis no BD Solos foram um fator limitador para este tipo de análise. Isso reforça a importância de trabalhos de classificação de solos no âmbito de bacias hidrográficas e um banco de dados de solos consolidado e com informações disponíveis para o avanço da ciência dos solos no Brasil e avaliações que possam subsidiar tomadas de decisões em âmbito local ou regional.

3.5.2 CECARB nos solos em relação aos diferentes biomas brasileiros

A quantidade e qualidade de insumos e resíduos inseridos no sistema influenciam no acúmulo de CO no solo (Barros; Fearnside, 2016; Castellano *et al.*, 2015; Cotrufo *et al.*, 2013; Mohammadi *et al.*, 2011). Geralmente, quanto melhor for a qualidade química da serrapilheira

e maior for o aporte de resíduos no solo, maior será o potencial de estocar carbono (Cotrufo *et al.*, 2013; Stevenson, 1994). Ao avaliar os impactos do uso do solo pela agricultura familiar na Amazônia, De Freitas *et al.* (2016) verificaram que áreas de mata nativa apresentaram maiores estoques que as áreas de pastagem cultivada e roça de toco, sendo que os autores relacionaram esse resultado ao volume e qualidade dos resíduos depositados no solo nos diferentes usos.

Nesse sentido, espera-se que os diferentes biomas brasileiros não possuam o mesmo potencial para estocar carbono, uma vez que além das diferenças entre as biomassas vegetais, a temperatura e a água (quantidade e circulação) também são fatores determinantes em função da relação com a taxa de decomposição da matéria orgânica e preservação do carbono no sistema (Bayer; Rodrigues; Souza, 2023). Por consequência, a estabilização do COS também não terá o mesmo comportamento nos diferentes biomas, fruto da maneira como os atributos dos solos se diferenciam em macroescala devido às diferentes condições ambientais, atuais e pretéritas (Schaefer, 2023).

Se considerarmos os resultados do estoque de carbono apresentados pelo MapBiomias (Mapbiomas, 2023), perceberemos que há uma relação interessante entre os biomas que mais estocam e aqueles que oferecem melhores condições de estabilização. De acordo com esses dados, com um estoque médio para o território brasileiro de 45 t/ha, se considerados os valores absolutos de COS, os biomas que mais estocam são Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente. Contudo, se a avaliação for por concentração por hectare, ou seja, espacial, a Mata Atlântica e Pampa são os biomas que apresentam os maiores valores, respectivamente, 50 t/ha e 49 t/ha. Comparativamente, nossos resultados mostraram que o Cerrado e a Mata Atlântica são os biomas que apresentam maior área potencial de CECARB Muito Alta, e que entre eles, a Mata Atlântica é o que possui maior percentual de solos com maior capacidade de estabilização. Por que essa diferença ocorre?

A análise do estoque de carbono realizada nos diversos levantamentos disponíveis na literatura passa pela constatação das condições que permitirão maior quantidade de matéria orgânica adicionada aos solos, e pelos fatores que permitirão que essa matéria orgânica se acumule (Adair *et al.*, 2008; Barros; Fearnside, 2016; Cotrufo *et al.*, 2013; Hatton *et al.*, 2015). Uma interpretação comum para a Amazônia e a Mata Atlântica é que apesar do clima quente e úmido acelerarem o processo de degradação da MOS, o grande acúmulo de COS é influenciado principalmente pela produção da biomassa vegetal da floresta (Araujo *et al.*, 2023; Barros; Fearnside, 2016; Mantovani *et al.*, 2024). No bioma Pampa, especialmente nas regiões de elevada altitude, comumente a interpretação do estoque de carbono é relacionado à degradação lenta da MOS e atribuída ao clima frio (Schaefer, 2023). Já no Pantanal, apesar da expressiva

área de solos alagados, o acúmulo de COS é consideravelmente baixo em função da textura arenosa, o que representa uma baixa retenção e alta lixiviação do carbono (Fernandes; Fernandes, 2010).

Para avaliação da CECARB, apesar de ter relação com o estoque de carbono, considerar os atributos ligados aos solos tornam-se tão ou mais importantes que os fatores ambientais. Ainda que um solo apresente pouco incremento de matéria orgânica pelo sistema ambiental, ele poderá oferecer boas condições de estabilizar a matéria orgânica adicionada, já que o solo reúne condições físicas, químicas e mineralógicas para tal (Briedis *et al.*, 2016). Caso o incremento seja alto, como nas florestas, e os solos ainda reúnam condições favoráveis de estabilização, o resultado será um maior acúmulo e estabilização de carbono (Mantovani *et al.*, 2024). Em contrapartida, em condições de alto incremento e baixa CECARB, após a saturação do solo o carbono fica acumulado na forma lábil, que é menos estável (Rodrigues *et al.*, 2022; Six *et al.*, 2002; Stewart *et al.*, 2008b).

Como visto no item anterior, as classes de solos que reúnem as melhores condições de estabilização são aquelas mais intemperizadas, com predomínio de argilominerais 1:1, organizados em estruturas mais estáveis, como os agregados granulares, e distróficos. Exceção é dada aos solos argilosos de condições de pior drenagem, que evitam que o carbono seja removido do sistema, além de facilitar as condições anaeróbicas que levam ao seu acúmulo. Ao avaliar por biomas, a área da Mata Atlântica, nos domínios dos planaltos dissecados do sudeste brasileiro e nos relevos planálticos sustentados por bacias sedimentares paleozóicas, bem como as áreas do Cerrado, nos planaltos residuais em rochas pré-cambrianas na porção central do Brasil, são aqueles que reúnem, em termos espaciais, a maior expressão em área dessas classes de solos (Latosolos e Argissolos) (Schaefer, 2023). Na Amazônia, a cobertura de solos muito intemperizados é o grande motivo pelo qual predominam as classes de CECARB alta e muito alta, ainda que menores que os dois biomas citados anteriormente. Isso porque o bioma também é marcado por porções de solos cujas classes foram enquadradas como baixa ou média CECARB, o que reflete na avaliação global do bioma. Assim, a interpretação não deve ser relacionada somente ao fato de o bioma proporcionar maior incremento de biomassa, mas também a verificação se em tais biomas predominam solos que oferecem as melhores condições de estabilização.

Ao contrário, Pantanal e Pampa apresentaram predomínio de CECARB média. No caso do Pantanal, a drenagem deficiente de muitos solos favorece a estabilidade ao evitar que o carbono seja lixiviado, mas ao mesmo tempo o predomínio de solos arenosos faz com que essa estabilidade seja reduzida (Fernandes; Fernandes, 2010). Caso predominassem solos argilosos

de má drenagem, os resultados seriam diferentes. No Pampa, a área de CECARB média ocorre em função do predomínio de Planossolos Háplicos (cerca de 27% do território), que são caracterizados pelo horizonte superficial arenoso e subsuperficial argiloso, e por isso, normalmente adensados. Apesar dessas condições dos Planossolos reduzirem a CECARB, esses solos também podem apresentar restrições de drenagem que somado ao clima frio favorecem o acúmulo do carbono, sendo assim, é importante avaliar as condições de saturação por carbono nesses ambientes.

A Caatinga, por sua vez, experimenta o predomínio de solos menos intemperizados ao longo da Depressão Sertaneja, rasos e ricos em argilominerais 2:1, condições que desfavorecem a estabilização física e química do carbono orgânico, como os Luvisolos (Schaefer, 2023). Apesar deste ter sido o único bioma que a maior área se enquadra como baixa CECARB (Tabela 7), vários autores têm apresentado a importância da Caatinga como sumidouro de CO₂ (Costa *et al.*, 2022; Mendes *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2017). Em determinado estudo, Oliveira *et al.* (2023) verificaram que uma área de Caatinga, relativamente preservada por mais de 50 anos, serviu como sumidouro de carbono atmosférico, removendo aproximadamente 4,4 t C/ha/ano em um Neossolo Regolítico. No entanto, também é preciso avançar nos estudos sobre a estabilização do carbono nesses solos, uma vez que se tratam de solos com CECARB muito baixa (Tabela 6).

Outro fator importante a ser destacado é que geralmente os levantamentos do estoque de carbono nos biomas é realizado considerando apenas a superfície do solo. No MapBiomas (Mapbiomas, 2023), foram utilizados apenas os primeiros 30 cm. Já para CECARB consideramos o perfil como um todo, incluindo os horizontes subsuperficiais. Isso porque a estabilidade física e química da matéria orgânica é aumentada pelos horizontes que apresentam maior grau de evolução pedogenética, além do carbono armazenado em profundidade também apresentar maior proteção física (Boddey *et al.*, 2010; Rodríguez-Albarracín *et al.*, 2023). Até mesmo a avaliação do estoque de carbono deveria seguir esse raciocínio. Segundo Mantovani *et al.* (2024), os estudos sobre o potencial de estocar carbono na Mata Atlântica ainda são muito escassos, principalmente no que se refere às áreas de ocorrência de Latossolos, onde observaram valores sem precedentes de carbono, variando de 201,0 Mg C/ha a 396 Mg C/ha em até 1 m de profundidade. Do mesmo modo, Morais *et al.*, (2020) também evidenciaram a escassez de trabalhos que contabilizam o estoque de carbono em remanescentes florestais do Cerrado brasileiro. Ao projetar um inventário de solos, os autores apresentaram que o estoque médio no solo na região do Cerrado, restrito ao estado de Minas Gerais, é aproximadamente 53% maior que a média indicada para todo o Cerrado brasileiro (Morais *et al.*, 2020). Em outras

palavras, a alta capacidade de estabilizar carbono orgânico do Cerrado, poderia revelar estoques de carbono maiores caso os perfis fossem analisados completamente.

Avaliar o perfil como um todo mostra que a estabilidade de carbono é um fenômeno generalizado do solo, não apenas de sua superfície, e que isso pode mudar, inclusive, a compreensão da maneira como o carbono se comporta nos distintos biomas. Para Mathieu *et al.* (2015), os tipos de solos influenciam mais na capacidade global de reter carbono do que o clima ou outros fatores. Outros autores também consideram que esses diferentes fatores são modulados pela capacidade do solo em estabilizar o carbono, especialmente nas camadas mais profundas (Briedis *et al.*, 2016; Castellano *et al.*, 2015). Segundo Hassink (1997), os solos possuem uma capacidade limitada para reter carbono, que está principalmente relacionada com os sítios de ligação da fração argila, devido a quantidade finita de superfícies reativas (Churchman *et al.*, 2020; Prout *et al.*, 2021; Six *et al.*, 2002). Isso corrobora com estudos que indicaram pouco ou nenhum acúmulo de carbono nas camadas superficiais de alguns tipos de solos, mesmo após longo período de adições (Chung *et al.*, 2010; Gulde *et al.*, 2008; Stewart *et al.*, 2012).

Apesar da vasta literatura apresentando a importância do papel dos solos para estabilizar o carbono, no Brasil ainda é muito comum fazer essa relação com o clima e especialmente, a vegetação quando o recorte espacial são os biomas. Ao avaliarem as diferentes iniciativas para Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), Mota *et al.* (2023) observaram que todos os trabalhos revisados por pares que avaliam esquemas que pagam por carbono no Brasil estão localizados na Amazônia, não havendo nenhum estudo deste tipo que avalia e até mesmo divulga a provisão desse serviço nos demais biomas. Isso demonstra que biomas como a Mata Atlântica e o Cerrado que apresentam maior extensão de alta a muito alta CECARB não estão sendo estudados ou valorizados conforme seus potenciais.

O ponto chave desta análise é chamar atenção para a importância da estabilização do carbono no solo e assim, ressaltar a capacidade de diferentes áreas do Brasil em prover esse SE com eficiência, bem como avaliar o potencial em estocar novo carbono. Por exemplo, mesmo diante da valorização reconhecida da Amazônia pelo seu aporte vegetal, cerca de 70% do território do bioma apresentam solos que se enquadram como alta a muito alta CECARB e é reconhecido que mesmo nas áreas de baixa CECARB o acúmulo de carbono nos solos amazonenses também é alto (Schaefer, 2023). No entanto, ressalta-se a importância de estudos que avaliem em profundidade o quanto de carbono ainda pode ser estocado por solos amazonenses e demais biomas, ou seja, se esses solos já estão ou se aproximam do estado de saturação. Esse tipo de avaliação é importante também para mensurar o impacto do

desmatamento florestal, uma vez que em áreas de baixa CECARB a perda de carbono para a atmosfera possivelmente será maior do que em áreas de alta CECARB.

Os solos são apontados como potenciais sumidouros de carbono que podem trazer inúmeros benefícios à humanidade, especialmente no que se refere à mitigação climática (Cerri *et al.*, 2006; Georgiou *et al.*, 2022; Machado, 2005; Trivedi; Singh; Singh, 2018; Zomer *et al.*, 2017). Estima-se que os solos possuem cerca de 1.500 Pg de carbono estocado e com potencial para sequestrar e armazenar ainda mais (Zomer *et al.*, 2017). Segundo Briedis *et al.* (2016), solos altamente intemperizados de diferentes regiões do Brasil ainda estão longe da saturação de carbono, podendo ser potenciais sumidouros de CO₂. No entanto, a depender do uso, os solos também podem desempenhar um papel negativo ao provocar um aumento nas emissões de CO₂ (Zomer *et al.*, 2017). Sendo assim, conhecer a CECARB e, conseqüentemente, o nível de saturação de carbono de diferentes tipos de solos é fundamental para garantir que o mesmo atue como agente impulsionador nas causas climáticas.

3.5.3 CECARB em relação à provisão de serviços ecossistêmicos (SE)

SE são os benefícios que as pessoas obtêm direta ou indiretamente do funcionamento dos ecossistemas naturais relacionados ao bem-estar humano e à manutenção da vida na terra (Costanza *et al.*, 1997; Haines-Young; Potschin, 2010, 2018; Mea, 2005; Teeb, 2008). Nas duas últimas décadas, a compreensão da importância dos SE se expandiu e os tornaram pautas fundamentais para a tomada de decisões (Baustert *et al.*, 2018). Sendo que, há um entendimento da importância de se conservar a estrutura e composição (elementos bióticos e abióticos) dos ecossistemas naturais, uma vez que esses estão diretamente relacionados aos processos ou funções ecossistêmicas responsáveis pela disponibilização de serviços ao homem (Balvanera *et al.*, 2006; Costanza *et al.*, 2017; Fu *et al.*, 2013; Gómez-Baggethun *et al.*, 2010; Kubiszewski *et al.*, 2017).

Nos ecossistemas terrestres, os fluxos de energia e matéria se iniciam no solo, e, a partir destes, é que se movimentam todos os ciclos ecológicos do planeta (Vezzani, 2015). Dentre esses ciclos, há importantes funções ecossistêmicas fundamentais para a vida na terra (Blum, 2005; Costanza *et al.*, 1997) e o carbono é o elemento chave nessas interações. O teor de COS é um importante indicador na provisão de diversos SE e benefícios, como a regulação climática. O mesmo influencia no arranjo estrutural do solo e, conseqüentemente, na sua distribuição e conectividade de poros, impactando na capacidade do solo em fornecer água e ar para as plantas (Doran; Zeiss, 2000; Mota *et al.*, 2020; Reynolds *et al.*, 2008), bem como na infiltração de água

e suscetibilidade à erosão. Ademais, o aporte de carbono nos solos também influencia na disponibilidade de nutrientes e é fundamental na geração de cargas negativas (Gregorich *et al.*, 1994), fator ainda mais importante para solos tropicais, devido ao avançado estágio de intemperismo. O COS também apresenta relação direta com a vegetação, manejo e uso e também é um importante indicador da qualidade do solo (Mota *et al.*, 2020).

Nesse sentido, a provisão de diferentes SES depende das propriedades e atributos do solo e suas interações, que são fortemente influenciadas pelo seu uso e manejo (Choquet *et al.*, 2021; Dominati *et al.*, 2016; Hewitt *et al.*, 2015). Ao avaliar o papel do COS para as Soluções Naturais para o Clima (SNC), que envolvem ações de conservação, restauração e manejo sustentável dos ecossistemas para aumentar o estoque e diminuir as emissões de CO₂, Griscom *et al.* (2017) verificaram que o COS representa 25% do potencial das SNC, sendo que 60% desse resultado consiste na reconstrução dos estoques de COS dos ambientes alterados. Apesar de comumente as avaliações dos SES não considerarem as características e atributos dos solos (Adhikari; Hartemink, 2016), a integração e representação dessa complexidade que envolve a diversidade dos solos pode ser necessária para reduzir as incertezas que envolvem as avaliações dos SES, bem como desenvolver políticas de gestão dos recursos da terra que considerem a importância dos potenciais serviços prestados (Choquet *et al.*, 2021; Egoh *et al.*, 2008; Müller *et al.*, 2020; Robinson *et al.*, 2012).

Para trazer mais clareza nas avaliações dos SE, foi proposta uma Classificação Internacional Comum para Serviços Ecossistêmicos (CICES) que, ao considerar o conceito de cascata apresentado (Haines-Young; Potschin, 2018), o carbono acumulado nos ecossistemas naturais ou modificados (estoque de carbono), é considerado um SE final que gera inúmeros benefícios à humanidade (Haines-Young; Potschin, 2018), tais como a mitigação das mudanças climáticas em função do seu potencial de reduzir a concentração de carbono na atmosfera (Cerri *et al.*, 2006; Machado, 2005; Trivedi; Singh; Singh, 2018). Como já mencionado, várias funções ecológicas estão envolvidas no processo de provisão de um serviço. Para que haja o sequestro de carbono nos ecossistemas naturais é necessário que os ciclos biogeoquímicos sejam mantidos e para que, posteriormente, haja a estocagem de carbono no solo (serviço final) é necessário que este ecossistema apresente capacidade suficiente para manter o carbono armazenado nos diversos *pools* ou reservatórios de carbono (Haines-Young; Potschin, 2018).

Portanto, compreender como as características e atributos dos solos interferem diretamente nas funções ecossistêmicas, ou seja, na relação entre processos fundamentais que favorecem a estocagem de carbono, pode ser uma estratégia fundamental para estimar o potencial de provisão deste importante SE disponibilizado ao homem. Sendo assim, as funções

ecológicas ou mecanismos mais importantes para manutenção do reservatório de carbono no solo, ou seja, os que apresentam maior estabilidade para que o carbono permaneça armazenado são: i) carbono associado aos organominerais e, ii) carbono protegido pela estrutura física dos agregados (Dieckow *et al.*, 2009; Kleber *et al.*, 2011; Marschner *et al.*, 2008). Destaca que para Georgiou *et al.* (2022), o carbono associado aos minerais é considerado o mecanismo mais importante para a conservação do carbono acumulado à longo prazo.

Nesse sentido, a avaliação da CECARB se apresenta como um importante indicador para mensurar o potencial de provisão do SE estoque de carbono para diferentes tipos de solos brasileiros. Uma vez que, essa análise considera a interação entre diferentes atributos dos solos que influenciam na capacidade dos solos em manter o carbono armazenado. A ferramenta demonstrou também, aptidão para estimar áreas potenciais para estocar novo carbono, realçando as regiões do Brasil que apresentam alta a muito alta CECARB. No entanto, para um melhor refinamento dessa análise, seria importante contrastar os resultados da CECARB com um mapa de uso e ocupação da terra. Esses resultados realçam oportunidades e as áreas em que o tipo de uso da terra, como adoção de manejo conservacionista do solo e restauração florestal, pode servir como importante técnica para potencializar o estoque de carbono nos solos, bem como, indicar possíveis áreas prioritárias para implementação de esquemas de PSA.

Também é importante enfatizar que modelos de simulação são alternativas interessantes para avaliar a dinâmica do COS. No entanto, apesar das técnicas utilizadas para atribuir valores numéricos às análises, como a AHP, sempre haverá um grau de subjetividade nos modelos, conforme já reportado por Moura (2007). Considera-se também a necessidade de avançar e aprimorar as informações dos solos brasileiros a partir de amostragens de campo e determinações em laboratório. Isso pode resultar em um banco de dados mais atualizado, contendo informações mais consistentes para todos os tipos de solos analisados e em diferentes regiões do Brasil, que somado a um mapa de classificação de solos em escala mais detalhada podem aumentar significativamente o alcance do modelo proposto.

3.6 Conclusão

Foi proposto um modelo de Análise de Decisão Multicritério de Pesos de Evidências para estimar a capacidade de diferentes solos brasileiros em estabilizar carbono. Para mensurar a capacidade de estabilização do carbono (CECARB) considerou-se os atributos dos solos que se relacionam com a saturação do carbono no solo disponíveis em uma classificação do solo: textura, estrutura, drenagem, profundidade e saturação por bases. A CECARB foi medida para

todos os tipos de solos brasileiros, sendo que Latossolos, Nitossolos e Argissolos se destacaram como os solos com maior CECARB e, Neossolos, Espodossolos e Planossolos foram os solos com menor CECARB. O modelo se apresentou como um importante indicador para mensurar o potencial de provisão do SE estoque de carbono para diferentes tipos de solos brasileiros, uma vez que o entendimento sobre a estabilização e saturação do carbono em diferentes compartimentos permite uma melhor avaliação e determinação do potencial dos solos em sequestrar carbono. Identificar os solos que estão distantes do ponto de saturação e, conseqüentemente, com alta capacidade para estabilizar novo carbono, realçam oportunidades e as áreas em que o uso da terra, como adoção de manejo conservacionista do solo e restauração florestal, pode servir como importante técnica para potencializar o estoque de carbono em solos brasileiros, bem como, indicar possíveis áreas prioritárias para implementação de esquemas de pagamentos por serviços ambientais.

No entanto, é importante destacar a limitação do banco de dados adotado para elaboração desse modelo, uma vez que no Brasil não existe um banco de dados consolidado com todas as informações sobre os estudos dos solos disponíveis, até mesmo os estudos desenvolvidos por instituições públicas como as universidades. Ademais, a escala adotada para o mapa de solos do Brasil (1:5.000.000) também não apresenta informação suficiente para uma análise mais detalhada. Considera-se, portanto, que uma análise realizada em menor escala como no âmbito de uma bacia hidrográfica, seria ideal para atingir uma maior acurácia no modelo.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante das pesquisas e avaliações realizadas para o desenvolvimento desse trabalho foi possível concluir que, em relação aos conceitos sobre SE, existem várias limitações relacionadas à transparência e aplicação dos conceitos até mesmo em publicações científicas sobre esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no Brasil. Uma vez que a maioria dos artigos sobre esquemas de PSA brasileiros não definem claramente os serviços que serão pagos, sendo que em 33% dos trabalhos levantados, nenhum serviço foi sequer apresentado. Quando definidos, os esquemas de PSA não pagam pelos serviços acordados, não atendendo assim o critério da condicionalidade que é uma diretriz para PSA.

Isso demonstra uma ausência de entendimento dos conceitos sobre SE nos projetos em execução no país ou até mesmo o uso do conceito para fins políticos, inclusive pelos cientistas. O resultado disso é que os propósitos de conservação ambiental são comumente distorcidos nas avaliações de PSA brasileiros e provoca um efeito cascata na propagação da informação, como

observado na formação das políticas públicas, uma vez que a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA), instituída no Brasil em janeiro de 2021 através da Lei nº 14.119 também não apresenta definição clara sobre serviços ambientais, dando brecha para que a avaliação e monitoramento da real provisão dos serviços seja desincentivada e os pagamentos baseados em suposições sejam estimulados.

Considera-se fundamental difundir a essência do conceito de SE e que o CICES é uma ferramenta promissora para tal, mesmo diante da complexidade que envolve as funções ecossistêmicas. É preciso aproveitar o momento de alta popularidade e aceitação das pautas ambientais para de fato obter resultados reais de conservação ambiental, especialmente no que se refere aos instrumentos de gestão e políticas públicas sobre o assunto. Para saber se um esquema de PSA atendeu o seu objetivo, o primeiro passo é saber qual é o objetivo, ou seja, qual o SE que pretende ser gerado. Sem definição, também não é possível avaliar, mensurar e monitorar o serviço prestado ou seus indicadores e isso pode ser um desserviço para projetos de PSAs e toda temática envolvida, uma vez que a longo prazo pode gerar baixa confiabilidade e/ou indagações sobre a real importância desses projetos.

Quanto a mensuração da provisão de SES, foi possível concluir que o levantamento de informações dos atributos dos solos e análises baseando-se no SiBCS são suficientes para fundamentar um modelo de avaliação da capacidade de estabilização de carbono e mensurar o potencial de estoque de carbono em diferentes solos do Brasil. Uma vez que as análises considerando as informações dos solos apresentaram resultados confiáveis sobre a capacidade de estabilização do carbono, onde foi possível observar que as áreas de ocorrência de Latossolos, Nitossolos e Argissolos são as áreas com maior potencial em estabilizar carbono, corroborando com vários estudos sobre o estoque de carbono nos solos. Nesse sentido, notou-se na avaliação do segundo capítulo que as áreas de maior potencial para estabilizar carbono e prover o serviço de estoque de carbono se concentram na Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia.

No entanto, para uma avaliação local ou regional, a falta de informações disponíveis e a escala adotada para essa análise é um fator limitante. Isso chama atenção sobre a precária disponibilidade de dados públicos sobre os solos, como trabalhos desenvolvidos em universidades públicas que envolvem a classificação de diferentes solos em todo Brasil, inclusive no âmbito de bacias hidrográficas. Considera-se que trabalhos de classificação de solos deveriam ser mais difundidos, uma vez que muitas avaliações podem ser feitas através do SiBCS e que o BD Solos teria um potencial gigantesco para promover a ciência dos solos no país se os pesquisadores disponibilizassem e divulgassem esses dados, que são públicos, na plataforma.

Entende-se que a proposta apresentada no segundo capítulo tem muito potencial para difundir e auxiliar a compreensão do papel dos solos em temas de pauta global como redução de emissões de gases de efeito estufa, preservação de florestas e biodiversidade e financiamento climático para países em desenvolvimento, assuntos estes que também serão tratados na 30ª edição da COP do Clima, que será realizada pela primeira vez no Brasil em novembro de 2025 na cidade de Belém, no estado do Pará. O Brasil é marcado por grandes extensões de solos altamente intemperizados e conseqüentemente, com grande potencial para estocar e estabilizar carbono, isso coloca o país em posição global de grande interesse para assuntos e negociações que envolvem a crise climática. Conhecer a CECARB em diferentes solos brasileiros pode orientar áreas potenciais para projetos que visam esse fim, bem como áreas de atenção para proteção e preservação para se evitar mais emissões, como regiões em que se possui alto acúmulo de carbono no solo, mas baixa CECARB.

Sendo assim, esse trabalho também cumpre com o objetivo de evidenciar a complexidade que envolve as dinâmicas dos solos brasileiros e o seu potencial para prover diferentes serviços, especialmente no que se refere a estabilização do carbono. Uma vez que, comumente, a divulgação sobre a redução da emissão de carbono na atmosfera não considera o papel dos solos nesse processo, tão pouco o potencial dos solos brasileiros para assegurar essa redução com segurança e a longo prazo a partir da sua função ecossistêmica de estabilizar o carbono, especialmente em maiores profundidades.

REFERÊNCIAS

- ACIEGO PIETRI, J. C.; BROOKES, P. C. Substrate inputs and pH as factors controlling microbial biomass, activity and community structure in an arable soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 7, p. 1396–1405, 2009.
- ADAIR, E. C. et al. Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. **Global Change Biology**, v. 14, n. 11, p. 2636–2660, 2008.
- ADHIKARI, K. *et al.* Digital Mapping of Soil Organic Carbon Contents and Stocks in Denmark. **PLOS ONE**, v. 9, n. 8, p. e105519, 19 ago. 2014.
- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services — A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 15 jan. 2016.
- AGUSTSSON, K. et al. An assessment of the forest allowance programme in the juma sustainable development reserve in Brazil. **International Forestry Review**, v. 16, n. 1, p. 87–102, 2014.
- ALARCON, G. G. et al. Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic forest, Brazil. **Journal Of Rural Studies**, v. 54, p. 177-186, 2017.
- ALTMANN, A.; SILVA STANTON, M. The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence. **Ecosystem Services**, v. 29, n. Part B, p. 282–293, 2018.
- ALVES-PINTO, H. N. et al. Economic Impacts of Payments for Environmental Services on Livelihoods of Agro-extractivist Communities in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 152, p. 378–388, 2018.
- ANA. **Programa Produtores de Água**. 2020. Disponível em: <<https://portall.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=7ec090fe5d2f4608a60c8ec709f8ec09>>. Acesso em: 9 nov. 2020.
- ANGERS, D. A. et al. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. **Soil Use and Management**, v. 27, n. 4, p. 448–452, 2011.
- ANGST, Š. et al. Stabilization of soil organic matter by earthworms is connected with physical protection rather than with chemical changes of organic matter. **Geoderma**, v. 289, p. 29–35, jul. 2017.
- ARAUJO, E. C. G. et al. Global review and state-of-the-art of biomass and carbon stock in the Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 331, p. 117251, 2023.
- ASHTON, N. J. et al. Carbon sequestration in the soils of Northern Ireland: potential based on mineralogical controls. Em: YOUNG, M. (Ed.). **Unearthed: impacts of the Tellus surveys of the north of Ireland**. Dublin: Royal Irish Academy, 2016. p. 373–385.

- BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, v. 31, n. 7, p. 697–710, 2000.
- BALVANERA, P. et al. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1146–1156, 2006.
- BARROS, H. S.; FEARNSIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 30–36, 2016.
- BASTOS LIMA, M. G.; PERSSON, U. M. Commodity-Centric Landscape Governance as a Double-Edged Sword: The Case of Soy and the Cerrado Working Group in Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, n. March, p. 1–17, 2020.
- BAUSTERT, P. et al. Uncertainty analysis in integrated environmental models for ecosystem service assessments: Frameworks, challenges and gaps. **Ecosystem Services**, v. 33, p. 110–123, 2018.
- BAYER, C. et al. C and N stocks and the role of molecular recalcitrance and organomineral interaction in stabilizing soil organic matter in a subtropical Acrisol managed under no-tillage. **Geoderma**, v. 133, n. 3, p. 258–268, 2006b.
- BAYER, C. *et al.* Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 2, p. 237–245, 2006.
- BAYER, C.; RODRIGUES, L. A. T.; SOUZA, J. P. DE. Mecanismos envolvidos na estabilização da matéria orgânica no solo. Em: BETTIOL, W. *et al.* (Eds.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: EMBRAPA, 2023. p. 275–296.
- BETTIOL, W. et al. **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: Embrapa, 2023.
- BLUM, W. E. H. Functions of Soil for Society and the Environment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 4, n. 3, p. 75–79, 2005.
- BODDEY, R. M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p. 784–795, 2010.
- BOT, A.; BENITES, J. **The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food production**. [s.l.] FAO Soils Bull., 2005.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 1, p. 65–71, 2014.
- BRASIL. **Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm>. Acesso em: 1 abr. 2021.

- BREDEMEIER, B. et al. Insights into innovative contract design to improve the integration of biodiversity and ecosystem services in agricultural management. **Ecosystem Services**, v. 55, p. 101430, mar. 2022.
- BREMER, L. L. et al. Who Are we Measuring and Modeling for? Supporting Multilevel Decision-Making in Watershed Management. **Water Resources Research**, v. 56, n. 1, p. 1–17, 2020.
- BREVIK, E. C. *et al.* Soil ecosystem services and human health. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 87–92, 2018.
- BRIEDIS, C. et al. Can highly weathered soils under conservation agriculture be C saturated? **CATENA**, v. 147, p. 638–649, 2016.
- BRIEDIS, C. et al. How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils? **CATENA**, v. 163, p. 13–23, 2018.
- BRODOWSKI, S. et al. Aggregate-occluded black carbon in soil. **European Journal of Soil Science**, v. 57, n. 4, p. 539–546, 2006.
- BUSCH, M. *et al.* Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 89–103, 1 out. 2012.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Soil carbon storage and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil. Em: LAL, R. et al. (Eds.). **Carbon Sequestration in Soils of Latin America**. New York: Food Products Press, 2006. p. 285–304.
- CANEDOLI, C. *et al.* Evaluation of ecosystem services in a protected mountain area: Soil organic carbon stock and biodiversity in alpine forests and grasslands. **Ecosystem Services**, v. 44, p. 101135, jul. 2020.
- CARVALHO, J. L. N. et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277-289, 2010.
- CASTELLANO, M. J. et al. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3200–3209, 1 set. 2015.
- CERRI, C. E. P. et al. Potential of soil carbon sequestration in the Amazonian Tropical Rainforests. Em: LAL, R. et al. (Eds.). **Carbon Sequestration in Soils of Latin America**. New York: Food Products Press, 2006. p. 245–266.
- CHIODI, R. E.; MARQUES, P. E. M. Public policy of payment for environmental services for the conservation of water resources: Origins, actors, interests and results of institutional action. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 45, p. 81–104, 2018.
- CHIODI, R. E.; SARCINELLE, O.; UEZU, A. Gestão dos recursos hídricos na área do Sistema Produtor de Água Cantareira: um olhar para o contexto rural. **Rev. Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 3, p. 151-165, 2013.

- CHOQUET, P. *et al.* Comparison of empirical and process-based modelling to quantify soil-supported ecosystem services on the Saclay plateau (France). **Ecosystem Services**, v. 50, p. 101332, jul. 2021.
- CHUNG, H. *et al.* Evidence for Carbon Saturation in a Highly Structured and Organic-Matter-Rich Soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 1, p. 130–138, 2010.
- CHURCHMAN, G. J. *et al.* CLAY MINERALS AS THE KEY TO THE SEQUESTRATION OF CARBON IN SOILS. **Clays and Clay Minerals**, v. 68, n. 2, p. 135–143, 2020.
- CLATWORTHY, J.; HINDS, J.; CAMIC, P. M. Gardening as a mental health intervention: A review. **Mental Health Review Journal**, v. 18, n. 4, p. 214–225, 2013.
- CONCEIÇÃO, H. R. DA; BÖRNER, J.; WUNDER, S. Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. **Ecosystem Services**, v. 16, n. October, p. 243–252, 2015.
- CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, v. 129, p. 40–47, 2013.
- CORBERA, E.; SOBERANIS, C. G.; BROWN, K. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 743–761, 2009.
- COSTA, A. M. DA *et al.* Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. **Geografias**, v. 14, n. 1, p. 118–133, 2017.
- COSTA, G. B. *et al.* Seasonal Ecosystem Productivity in a Seasonally Dry Tropical Forest (Caatinga) Using Flux Tower Measurements and Remote Sensing Data. **Remote Sensing**, v. 14, n. 16, 1 ago. 2022.
- COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, n. 1, p. 152–158, 2014.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. May, p. 253–260, 1997.
- COSTANZA, R. *et al.* Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, 2017.
- COTRUFO, M. F. *et al.* The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988–995, 2013.
- CRUZ, P. P. N. DA *et al.* Hydrological modeling of the Ribeirão das Posses – An assessment based on the Agricultural Ecosystem Services (AgES) watershed model. **Ambiente e Água**, v. 12, n. 3, p. 351–364, 2017.
- DAILY, G. C. *et al.* Value of nature and the nature of value. **Science**, v. 289, p. 395–396, 2000.

DAILY, G. C. INTRODUCTION: WHAT ARE ECOSYSTEM SERVICES? Em: DAILY, G. C. (Ed.). **Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems**. Washington DC: Island Press, 1997. p. 1–10.

DE FREITAS, I. C. et al. Carbono no solo, acúmulo e qualidade da serapilheira em sistemas de produção familiar. **Floresta**, v. 46, n. 1, p. 31–38, 2016.

DE GROOT, R. S. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. **Environmentalist**, v. 7, p. 105–109, 1987.

DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, 2010.

DE MARTINO, S.; KONDYLLIS, F.; ZWAGER, A. Protecting the Environment: For Love or Money? The Role of Motivation and Incentives in Shaping Demand for Payments for Environmental Services Programs. **Public Finance Review**, v. 45, n. 1, 2015.

DENEF, K. et al. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 5, p. 1165–1172, 2007.

DERISSEN, S.; LATACZ-LOHMANN, U. What are PES? A review of definitions and an extension. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 12–15, 2013.

DICK, D. P. et al. Characteristics of soil organic matter of different Brazilian Ferralsols under native vegetation as a function of soil depth. **Geoderma**, v. 124, n. 3, p. 319–333, 2005.

DIECKOW, J. *et al.* Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, v. 60, n. 2, p. 240–249, 2009.

DOMINATI, E. J. *et al.* An ecosystem services approach to the quantification of shallow mass movement erosion and the value of soil conservation practices. **Ecosystem Services**, v. 9, p. 204–215, 1 set. 2014.

DOMINATI, E. J. *et al.* An Ecosystems Approach to Quantify Soil Performance for Multiple Outcomes: The Future of Land Evaluation? Soil; Water Management; Conservation. **Soil Science Society of America Journal Soil Sci. Soc. Am. J**, v. 80, p. 438–449, 2016.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, n. 9, p. 1858–1868, 2010.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, n. 1, p. 3–11, 2000.

EGOH, B. *et al.* Mapping ecosystem services for planning and management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 127, n. 1–2, p. 135–140, 2008.

EHRlich, P.; EHRlich, A. **Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species**. Nova Iorque: Random House, 1981.

ELLILI-BARGAOU, Y. *et al.* Assessment of six soil ecosystem services by coupling simulation modelling and field measurement of soil properties. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107211, 2021.

ELOY, L. *et al.* Payments for ecosystem services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 55, n. 6, p. 685–703, 2012.

EMBRAPA. **Embrapa apresenta experiência brasileira na recarbonização de solos em plenária da FAO.** Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/64807686/embrapa-apresenta-experiencia-brasileira-na-recarbonizacao-de-solos-em-plenaria-da-fao>>. Acesso em: 10 nov. 2023.

EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil.** 2020. Disponível em: <https://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode/%3ABrasil_solos_5m_20201104>. Acesso em: 4 nov. 2023.

EMBRAPA. **Sistema de Informação de Solos Brasileiros - BD Solos.** 2023. Disponível em: <https://www.bdsolos.cnptia.embrapa.br/consulta_publica.html>. Acesso em: 13 abr. 2023.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 62, n. 4, p. 663–674, 2008.

FABRI, A. Q. *et al.* Pagamento Por Serviços Ambientais: Contribuições Para O Debate Sobre Sua Aplicação No Contexto Brasileiro Pós - Constituição Federal De 1988. **Revista de Direito da Cidade**, v. 10, n. 4, p. 2219–2258, 2018.

FAO. **Solos saudáveis são a base da produção alimentar.** Disponível em: <<https://www.fao.org/news/story/pt/item/284328/icode/>>. Acesso em: 11 nov. 2023.

FAO. **The state of the Worlds's Forests 2018.** Rome: [s.n.], 2018.

FARLEY, J. *et al.* Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2075–2084, 2010.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060–2068, 2010.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazon forest in mitigating global warming: Unresolved controversies. **Climate Policy**, v. 12, n. 1, p. 70–81, 2012.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 101:** Mudança de uso do solo e estoques de carbono no Pantanal: simulação utilizando o modelo Century. Corumbá, MS: [s.n.]. Disponível em: <www.cpap.embrapa.br>.

FILOCHE, G. Playing musical chairs with land use obligations: Market-based instruments and environmental public policies in Brazil. **Land Use Policy**, v. 63, p. 20–29, 2017.

FILOSO, S. *et al.* Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, 2017.

FIGLIORE, F. A.; BARDINI, V. S. DOS S.; NOVAES, R. C. Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1141–1150, 2017.

FIGLIORE, F. A.; DOS SANTOS BARDINI, V. S.; CABRAL, P. C. P. Arranjos institucionais para a implantação de programa municipal de pagamento por serviços ambientais hídricos: estudo de caso de São José dos Campos (SP). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 303–313, 2020.

FIORINI, A. C. O. et al. Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 169, 2020.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009.

FOREST TRENDS. **Incentivos Econômicos para Serviços Ecosistêmicos no Brasil**. Rio de Janeiro: [s.n.], 2015.

FU, B. et al. Linking ecosystem processes and ecosystem services. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 4–10, 2013.

FÜRST, C. *et al.* Evaluating the role of ecosystem services in participatory land use planning: proposing a balanced score card. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 8, p. 1435–1446, 2014.

GEORGIU, K. et al. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, 2022.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. *et al.* The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1209–1218, 2010.

GRAY, J. M.; BISHOP, T. F. A.; WILSON, B. R. Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks with Depth in Eastern Australia. **Soil Science Society of America Journal**, v. 79, n. 6, p. 1741–1751, 2015.

GREENLEAF, M. Rubber and Carbon: Opportunity Costs, Incentives and Ecosystem Services in Acre, Brazil. **Development and Change**, v. 51, n. 1, p. 51–72, 2020.

GREGORICH, E. G. *et al.* Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 74, p. 367–385, 1994.

GREINER, L. et al. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. **Land Use Policy**, v. 69, p. 224–237, 2017.

GRÊT-REGAMEY, A. *et al.* Integrating ecosystem services into spatial planning—A spatial decision support tool. **Landscape and Urban Planning**, v. 165, p. 206–219, 2017.

GRISCOM, B. W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 2017.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios**. 2 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente — MMA, 2012.

GUERRA, C. A. et al. An assessment of soil erosion prevention by vegetation in Mediterranean Europe: Current trends of ecosystem service provision. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 213–222, 2016.

GULDE, S. et al. Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 3, p. 605–612, 1 maio 2008.

GUO, Z. et al. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. **Ecological Economics**, v. 38, n. 1, p. 141–154, 1 jul. 2001.

HAHN, R. W.; STAVINS, R. N. Economic incentives for environmental protection: integrating theory and practice. **American Economic Review**, v. 82, n. 2, p. 464-468 1992.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure**. Nottingham: Fabis Consulting, 2018.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Em: FRID, C. L. J.; RAFFAELLI, D. G. (Eds.). **Ecosystem Ecology: A New Synthesis**. Ecological Reviews. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 110–139.

HALL, A. Better RED than dead: Paying the people for environmental services in Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 363, n. 1498, p. 1925–1932, 2008b.

HALL, A. Paying for environmental services: The case of Brazilian Amazonia. **Journal of International Development**, v. 20, n. 7, p. 965–981, 2008a.

HAMEL, P. et al. The value of hydrologic information for watershed management programs: The case of Camboriú, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 705, 2020.

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant and Soil**, v. 191, n. 1, p. 77–87, 1997.

HATTON, P.-J. et al. Litter type control on soil C and N stabilization dynamics in a temperate forest. **Global Change Biology**, v. 21, n. 3, p. 1358–1367, 2015.

HECHT, S. B. From eco-catastrophe to zero deforestation? Interdisciplinarity, politics, environmentalisms and reduced clearing in Amazonia. **Environmental Conservation**, v. 39, n. 1, p. 4-19, 2012.

HERNÁNDEZ-MORCILLO, M.; PLIENINGER, T.; BIELING, C. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 434–444, jul. 2013.

HEWITT, A. *et al.* Soil natural capital quantification by the stock adequacy method. **Geoderma**, v. 241–242, p. 107–114, 1 mar. 2015.

HOBLEY, E. et al. Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. **Plant and Soil**, v. 390, n. 1, p. 111–127, 2015.

HOFFLAND, E. et al. Eco-functionality of organic matter in soils. **Plant and Soil**, v. 455, n. 1, p. 1–22, 2020.

INGRAM, J. S. I.; FERNANDES, E. C. M. Managing carbon sequestration in soils: concepts and terminology. **Agriculture, Ecosystems, Environment**, v. 87, n. 1, p. 111–117, 2001.

JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 353-360, 2015.

JIANG, W. Ecosystem services research in China: A critical review. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 10–16, 1 ago. 2017.

JÚNIOR, N. L. S.; MARTINEZ, A. S.; SPOKAS, K. A. Emissão de CO₂ e sua interface com a matéria orgânica do solo: uma visão multidisciplinar. Em: BETTIOL, W. et al. (Eds.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. v. 1. p. 297–316.

KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards – dissolved organic matter in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 52, p. 29–32, 2012.

KAISER, K.; ZECH, W. Dissolved organic matter sorption by mineral constituents of subsoil clay fractions. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 163, n. 5, p. 531 – 535, 2000.

KARSENTY, A.; EZZINE-DE-BLAS, D. **PES, markets and property rights**: a comment on Wunder's revisited concept of PES and a proposal of conceptual framework. 2016. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01262380>>.

KEMMITT, S. J. et al. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 5, p. 898–911, 2006.

KHAN, MD. N. I. et al. Stand level carbon stocks in the soil-vegetation system of the coastal mangrove plantations in Bangladesh: Effect of stand age and choice of species. **Regional Studies in Marine Science**, v. 63, p. 103029, 2023.

KIRSTEN, M. et al. Iron oxides and aluminous clays selectively control soil carbon storage and stability in the humid tropics. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 5076, 2021.

KLAMT, R. A. et al. Evaluation of water resource preservation areas in the Hydrographical Basin of Andreas Stream, RS, Brazil, using environmental monitoring programs. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 14, n. 2, 2019.

KLEBER, M. et al. Dynamic interactions at the mineral–organic matter interface. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, n. 6, p. 402–421, 2021.

KLEBER, M. et al. Mineral–Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. Em: SPARKS, D. L. (Ed.). **Advances in Agronomy**. [s.l.]: Academic Press, 2015. v. 130. p. 1–140.

KLEBER, M. et al. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. **Global Change Biology**, v. 17, n. 2, p. 1097–1107, 2011.

KLEBER, M. What is recalcitrant soil organic matter? **Environmental Chemistry**, v. 7, n. 4, p. 320–332, 2010.

KLOTZBÜCHER, T. et al. A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter. **Ecology**, v. 92, n. 5, p. 1052–1062, 2011.

KÖGEL-KNABNER, I. et al. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 1, p. 61–82, 2008.

KÖRSCHENS, M. Importance of Soil Organic Matter (SOM) for Biomass Production and Environment (a review). **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 21, n. 1, p. 89–94, 2010.

KROEGER, T. et al. Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 657, n. December 2018, p. 1368–1381, 2019.

KUBISZEWSKI, I. et al. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, v. 26, p. 289–301, 2017.

KULL, C. A.; ARNAULD DE SARTRE, X.; CASTRO-LARRAÑAGA, M. The political ecology of ecosystem services. **Geoforum**, v. 61, p. 122–134, 2015.

LANGEMEYER, J. *et al.* Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). **Environmental Science; Policy**, v. 62, p. 45–56, 2016.

LEE, H. *et al.* Using crowdsourced images to study selected cultural ecosystem services and their relationships with species richness and carbon sequestration. **Ecosystem Services**, v. 54, p. 101411, jul. 2022.

LEINEMANN, T. et al. Multiple exchange processes on mineral surfaces control the transport of dissolved organic matter through soil profiles. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 118, p. 79–90, 2018.

LIBANIO, P. A. C. Pollution of inland waters in Brazil: the case for goal-oriented initiatives. **Water International**, v. 40, n. 3, p. 513-533, 2015.

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

MANTOVANI, V. A. et al. Unprecedentedly high soil carbon stocks and their spatial variability in a seasonally dry Atlantic Forest in Brazil. **CATENA**, v. 235, p. 107696, 2024.

MAPBIOMAS. **Mapeamento anual do estoque de carbono orgânico do solo no Brasil 1985-2021** (coleção beta). [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://doi.org/10.58053/MapBiomias/DHAYLZ>>. Acesso em: 30 nov. 2023.

MARSCHNER, B. et al. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 1, p. 91–110, 2008.

MARTÍNEZ-JAUREGUI, M. et al. Untangling perceptions around indicators for biodiversity conservation and ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 38, n. February, p. 100952, 2019.

MARTÍN-LÓPEZ, B. et al. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 220–228, 2014.

MARTIN-ORTEGA, J.; OJEA, E.; ROUX, C. Payments for water ecosystem services in Latin America: A literature review and conceptual model. **Ecosystem Services**, v. 6, p. 122–132, 2013.

MATHIEU, J. A. et al. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. **Global Change Biology**, v. 21, n. 11, p. 4278–4292, 1 nov. 2015.

MCAFEE, K. Nature in the market-world: Ecosystem services and inequality. **Development**, v. 55, n. 1, p. 25–33, 2012.

MCBRATNEY, A.; FIELD, D. J.; KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**, v. 213, p. 203–213, 1 jan. 2014.

MEA. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. v. 5

MELO, N. A.; DELEVATI, D. M.; PUTZKE, J.; LOBO, E. A. Phytosociological Survey in Water Preservation Areas, Southern, Brazil. **The Botanical Review**, v. 82, p. 359-370, 2016.

MENDES, K. R. et al. Seasonal variation in net ecosystem CO₂ exchange of a Brazilian seasonally dry tropical forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 9454, 2020.

MOHAMMADI, K. et al. Soil management, microorganisms and organic matter interactions: A review. **African journal of biotechnology**, v. 10, n. 86, p. 19840–19849, 2011.

MOHAMMED, E. Y. et al. Assessing preferences for compensation packages using the discrete choice method: The case of the bolsa floresta program in amazonas, Brazil. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 15, n. 4, p. 1350021, 2013

MORAIS, V. A. et al. Spatial distribution of soil carbon stocks in the Cerrado biome of Minas Gerais, Brazil. **CATENA**, v. 185, p. 104285, 2020.

MORISAWA, T. *et al.* Physiological and Psychological Effects of Scent of Soil on Human Beings. **Open Journal of Soil Science**, v. 7, n. 9, p. 235–244, 2017.

MOTA, P. K. *et al.* Payment for Environmental Services: A critical review of schemes, concepts, and practice in Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 899, p. 165639, 2023.

MOTA, P. K. *et al.* Soil physical quality in response to intensification of grain production systems. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 24, n. 10, p. 647–655, 2020.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em Análise de Multicritérios. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...**, Florianópolis: Instituto Nacional de Pesquisas Nacionais, 2007. p. 2899–2906.

MÜLLER, F. *et al.* Assessing ecosystem service potentials to evaluate terrestrial, coastal and marine ecosystem types in Northern Germany – An expert-based matrix approach. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 106116, 2020.

MUÑOZ-PIÑA, C. *et al.* Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. **Ecological Economics**, v. 65, p. 725–736, 2008.

MURADIAN, R. *et al.* Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1202–1208, 2010.

NAHLIK, A. M. *et al.* Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. **Ecological Economics**, v. 77, p. 27–35, 2012.

OBIANG NDONG, G.; THEROND, O.; COUSIN, I. Analysis of relationships between ecosystem services: A generic classification and review of the literature. **Ecosystem Services**, v. 43, n. May, 2020.

OLIVEIRA JUNIOR, A. F.; REIS, Y. T. M. Comparação entre o Método de Valoração de Contingente e o Custo de Oportunidade para Pagamento aos Produtores Rurais do Programa Conservador das Águas, Igarapé, Minas Gerais. **Fronteiras**, v. 9, n. 1, p. 138-161, 2020.

OLIVEIRA, C. L. DE *et al.* A Caatinga Emite ou Sequestra Carbono? **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, p. 791–804, 2023.

PAGE, M. J. *et al.* The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **BMJ**, v. 372, n. 71, 2021.

PAGIOLA, S.; LANDELL-MILLS, N.; BISHOP, J. Making market-based mechanisms work for forests and people. Em: PAGIOLA, S.; BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. (Eds.). **Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development**. Londres: Earthscan ed., 2002. p. 261–290.

PAGIOLA, S.; PLATAIS, G.; SOSSAI, M. Protecting Natural Water Infrastructure in Espírito Santo, Brazil. **Water Economics and Policy**, v. 5, n. 4, p. 1–24, 2019.

PAIVA, R. B. P. S.; COELHO, R. C. O Programa Produtor de Água e Floresta de Rio Claro/RJ enquanto ferramenta de gestão ambiental: o perfil e a percepção ambiental dos produtores inscritos. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 33, p. 51-62, 2015.

PALMER, C.; TASCHINI, L.; LAING, T. Getting more 'carbon bang' for your 'buck' in Acre State, Brazil. **Ecological Economics**, v. 142, 2017.

PARRON, L. M. *et al.* Research on ecosystem services in Brazil: A systematic review. **Revista Ambiente e Agua**, v. 14, n. 3, p. e2263, 2019.

PARRY, L. *et al.* Drivers of rural exodus from Amazonian headwaters. **Population and Environment**, v. 32, p. 137-176, 2010.

PASCUAL, U. *et al.* Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26–27, p. 7–16, 2017.

PLIENINGER, T. *et al.* Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. **Land Use Policy**, v. 33, p. 118–129, 2013.

PRADO, R. B. *et al.* Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1021–1038, 2016.

PROUT, J. M. *et al.* What is a good level of soil organic matter? An index based on organic carbon to clay ratio. **European Journal of Soil Science**, v. 72, n. 6, p. 2493–2503, 2021.

REED, M. S.; DOUGILL, A. J.; BAKER, T. R. Participatory indicator development: What can ecologists and local communities learn from each other? **Ecological Applications**, v. 18, n. 5, p. 1253–1269, 2008.

REIS, C. E. S. DOS *et al.* Carbon sequestration in clay and silt fractions of Brazilian soils under conventional and no-tillage systems. **Scientia Agricola**, v. 71, n. 4, p. 292–301, jul. 2014.

REYNOLDS, W. D. *et al.* Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions. **Geoderma**, v. 146, n. 3–4, p. 466–474, 2008.

REYNOLDS, W. D. *et al.* Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma**, v. 152, n. 3–4, p. 252–263, 2009.

RICHARDS, R. C. *et al.* Considering farmer land use decisions in efforts to ‘scale up’ Payments for Watershed Services. **Ecosystem Services**, v. 23, n. October 2016, p. 238–247, 2017.

RICHARDS, R. C. *et al.* Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 23–32, 2015.

RIVAL, L. M. From carbon projects to better land-use planning: Three Latin American initiatives. **Ecology and Society**, v. 18, n. 3, 2013.

ROBINSON, D. A. *et al.* Soil Natural Capital and Ecosystem Service Delivery in a World of Global Soil Change. Em: HESTER, R. E. *et al.* **Soils and Food Security**. [S.l.:s.n.] 2012. p. 41–68

RODRIGUES, L. A. T. *et al.* Carbon sequestration capacity in no-till soil decreases in the long-term due to saturation of fine silt plus clay-size fraction. **Geoderma**, v. 412, p. 115711, 2022.

RODRÍGUEZ, J. P. *et al.* Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, p. art.28, 2006.

RODRÍGUEZ-ALBARRACÍN, H. S. *et al.* Potential of soil minerals to sequester soil organic carbon. **Geoderma**, v. 436, p. 116549, 2023.

ROSA, D. LA; SPYRA, M.; INOSTROZA, L. Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 74–89, 2016.

RUGGIERO, P. G. C. *et al.* Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land Use Policy**, v. 82, n. December 2018, p. 283–291, 2019.

SÁ, J. C. DE M. et al. Soil-Specific Inventories of Landscape Carbon and Nitrogen Stocks under No-till and Native Vegetation to Estimate Carbon Offset in a Subtropical Ecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 6, p. 2094–2110, 2013.

SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **European Journal of Operational Research**, v. 48, n. 1, p. 9–26, 1990.

SALLES, G. P.; SALINAS, D. T. P.; PAULINO, S. R. How Funding Source Influences the Form of REDD + Initiatives: The Case of Market Versus Public Funds in Brazil. **Ecological Economics**, v. 139, p. 91–101, 2017.

SANDIFER, P. A.; SUTTON-GRIER, A. E.; WARD, B. P. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 1–15, 2015.

SANTOS, F. L. DOS; SILVANO, R. A. M. Aplicabilidade, potenciais e desafios dos Pagamentos por Serviços Ambientais para conservação da água no sul do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 38, p. 481–498, 2016.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2018.

SCHAEFER, C. E. G. R. **The Soils of Brazil**. [s.l.]: Springer Nature, 2023.

SCHAEFER, C. E. G. R.; FABRIS, J. D.; KER, J. C. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review. **Clay Minerals**, v. 43, n. 1, p. 137–154, 1 mar. 2008.

SCHÄGNER, J. P. et al. Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 33–46, 1 jun. 2013.

SCHWARZ, G. et al. **An analysis of the potential effectiveness of a Payment-by-Results approach to the delivery of environmental public goods and services supplied by Agri-Environment Schemes**. Report to the Land Use Policy Group, UK. Aberdeen: Macaulay Institute, Pareto Consulting and Scottish Agricultural College, 2008.

SCOTT, T. L.; MASSER, B. M.; PACHANA, N. A. Exploring the health and wellbeing benefits of gardening for older adults. **Ageing & Society**, v. 35, n. 10, p. 2176–2200, 2015.

SILVA, P. F. DA et al. Seasonal patterns of carbon dioxide, water and energy fluxes over the Caatinga and grassland in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 147, p. 71–82, 2017.

SILVA, R. F. B. et al. Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, p. 74–81, 2017.

SIMONET, G. et al. Effectiveness of a REDD1 project in reducing deforestation in the Brazilian Amazon. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 101, n. 1, p. 211–229, 2019.

SITAS, N. *et al.* Exploring the Gap between Ecosystem Service Research and Management in Development Planning. **Sustainability**, v. 6, n. 6, p. 3802–3824, 2014.

SIX, J. *et al.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, n. 2, p. 155–176, 2002.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 74, n. 1, p. 65–105, 1996.

SOMMERVILLE, M. M.; JONES, J. P. G.; MILNER-GULLAND, E. J. A revised conceptual framework for payments for environmental services. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, p. 34, 2009.

SONE, J. S. *et al.* Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1197–1206, 2019.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. Oxford: Oxford University Press, 2008.

STAVINS, R. N. Market-based environmental policies. Em: PORTNEY, P.; STAVINS, R. N. **Public Policies for Environmental Protection**. Abingdon: Routledge, 2000. Cap. 3.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. Nova Iorque: John-Wiley; Sons, 1994.

STEWART, C. E. *et al.* Impact of Biosolids and Tillage on Soil Organic Matter Fractions: Implications of Carbon Saturation for Conservation Management in the Virginia Coastal Plain. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 4, p. 1257–1267, 2012.

STEWART, C. E. *et al.* Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 1741–1750, 2008a.

STEWART, C. E. *et al.* Soil Carbon Saturation: Linking Concept and Measurable Carbon Pools. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 2, p. 379–392, 2008b.

SUNDERLIN, W. D. *et al.* REDD+ at a Critical Juncture: Assessing the Limits of Polycentric Governance for Achieving Climate Change Mitigation. **International Forestry Review**, v. 17, n. 4, p. 400–413, 2015.

SUPERTI, E.; AUBERTIN, C. Pagamentos por Serviços Ambientais na Amazônia: o desvio de um conceito – casos do Amapá e Acre. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 35, p. 209–224, 2015.

TAFFARELLO, D. *et al.* Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, p. 1–16, 2017.

TAGLIARI, M. M.; MOREIRA, V. A.; PERONI, N. Análise de programas de pagamento por serviços ambientais no sul do Brasil: identificando estratégias para a conservação da *Araucaria angustifolia*. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 50, p. 216–233, 2019.

TEEB. **The economics of ecosystems and biodiversity: An Interim Report**. Brussels: European Communities ed., 2008.

TIVET, F. et al. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 203–218, 2013.

TORNQUIST, C. G. et al. Modelagem da matéria orgânica do solo. Em: BETTIOL, W. et al. (Eds.). **Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical**. Brasília: EMBRAPA, 2023. p. 255–274.

TRIVEDI, P.; SINGH, B. P.; SINGH, B. K. Soil Carbon: Introduction, Importance, Status, Threat, and Mitigation. Em: SINGH, B. K. **Soil Carbon Storage: Modulators, Mechanisms and Modeling**. Cambridge: Academic Press, 2018. p. 1–28.

URZEDO, D. I. et al. A global production network for ecosystem services: The emergent governance of landscape restoration in the Brazilian Amazon. **Global Environmental Change**, v. 61, n. January, 2020.

VAN DER PLOEG, S.; DE GROOT, D.; WANG, Y. **The TEEB Valuation Database: overview of structure, data and results**. Wageningen: Foundation for Sustainable Development, 2010.

VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1245–1252, mar. 2010.

VEZZANI, F. M. Solos e os serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 673–684, 2015.

VIANI, R. A. G. et al. Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1–9, 2018.

VIHERVAARA, P.; RÖNKÄ, M.; WALLS, M. Trends in ecosystem service research: Early steps and current drivers. **Ambio**, v. 39, p. 314–324, 2010.

VON LÜTZOW, M. *et al.* Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 1, p. 111–124, 2008.

WENDLAND, K. J. *et al.* Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2093–2107, 2010.

WIESMEIER, M. et al. Digital mapping of soil organic matter stocks using Random Forest modeling in a semi-arid steppe ecosystem. **Plant and Soil**, v. 340, n. 1, p. 7–24, 2011.

WRIGHT, A. L.; DOU, F.; HONS, F. M. CROP SPECIES AND TILLAGE EFFECTS ON CARBON SEQUESTRATION IN SUBSURFACE SOIL. **Soil Science**, v. 172, n. 2, 2007.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. **CIFOR Occas**, n. 42, p. 24, 2005.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48-58, 2007.

WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecological Economics**, v. 65, p. 834–852, 2008.

XU, S. et al. Comparing differences among three ecosystem service proxies for soil erosion prevention and their combination characteristics at local scales. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105929, 2020.

YOUNG, C. E. F.; BAKKER, L. B. Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 71-78, 2014.

ZANELLA, M. A.; SCHLEYER, C.; SPEELMAN, S. Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 105, p. 166–176, 2014.

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.

ZOLIN, C. A. et al. Soil loss minimization as a function of forest size and location in a “water conservation program”. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 6, p. 2157–2166, 2011.

ZOLIN, C. A. et al. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. **Agricultural Water Management**, v. 137, p. 75–83, 2014.

ZOMER, R. J. et al. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 15554, 2017.