

SEQUESTRO DE CARBONO DO SOLO ATRAVÉS DA ADOÇÃO DE PRÁTICAS DE MANEJO SUSTENTÁVEL: POTENCIAL E OPORTUNIDADES PARA OS PAÍSES DAS AMÉRICAS

Autores: Carlos E. P. Cerri, Maurício R. Cherubin, Júnior M. Damian, Francisco F. C. Mello, Rattan Lal
Coordenador: Federico Villareal



Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA), 2021.



Sequestro de carbono do solo pela adoção de práticas de manejo sustentável: potencial e oportunidades para os países das Américas do IICA está publicado sob licença Creative Commons

Atribuição-Compartilhalgual 3.0 IGO (CC-BY-SA 3.0 IGO)
(<http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/igo/>)
Baseada numa obra em www.iica.int

O IICA promove o uso adequado deste material. Solicita-se que seja citado apropriadamente, quando for o caso.

Esta publicação também está disponível em formato eletrônico (PDF) na página institucional:
<http://www.iica.int>

Coordenação editorial: Federico Villareal

Edição mecânica: Catalina Saraceno

Tradução: Henrique de Lima

Diagramação: Nadia Cassullo

Leiaute da capa: Nadia Cassullo

Impresão: Gráfica do IICA.

Sequestro de carbono do solo pela adoção de práticas de manejo sustentável: potencial e oportunidades para os países das Américas / Carlos Eduardo Pellegrino Cerri... [et al.]. – São José, C.R. : IICA, 2021. 60 p.; 21x16 cm.

ISBN: 978-92-9248-967-0

Publicado também em espanhol e inglês

1. Sequestro de carbono 2. Ordenamento sustentável da terra
3. Preparação do solo 4. Mitigação das mudanças climáticas 5. Dióxido de carbono 6. Emissão de gases de efeito estufa 7. Redução de emissões
8. Plantas de cobertura 9. Américas I. Pellegrino Cerri, Carlos Eduardo II. Cherubin, Mauricio Roberto III. Damian, Junior Melo IV. Fujita de Castro Mello, Francisco V. Lal, Rattan VI. IICA VII. Title

AGRIS
P30

DEWEY
333.822

São José, Costa Rica
2021

■	Prefácio de Manuel Otero - Diretor Geral do IICA	3
■	Autores	4
■	Coordenador	7
■	Sumário executivo	8
1	Sequestro de C no solo para promover a segurança alimentar e mitigar as mudanças climáticas	9
■	Avaliação dos estoques de C do solo e das emissões de GEE	14
	- Medições de campo dos estoques de C do solo	14
	- Protocolo de amostragem de solo	15
	- Procedimentos de amostragem	17
	- Determinação do teor de carbono e densidade do solo	18
	- Cálculo do estoque de C do solo e taxa de mudança de C do solo	19
■	Medição de campo das emissões de gases de efeito estufa (GEE)	20
	- Amostragem de GEE usando câmaras estáticas	21
	- Análises e resultados de GEE	22
■	Avaliação do estoque de C do solo e das emissões de gases de efeito estufa em larga escala	23

2	Potencial sequestro de C do solo pela adoção de práticas de manejo sustentáveis	30
■	Cobertura do uso da terra nas Américas	31
■	Mapa atual do estoque de carbono do solo (0-30 cm)	35
■	Práticas de manejo sustentável para sequestro de C do solo	38
■	Estudos de caso	45
	- Plantas de cobertura	45
	- Recuperação de pastagens por sistemas integrados	47
	- Práticas de manejo sustentável na produção de café	49
	- Aplicação de biochar no solo para sequestro de C e potencial redução das emissões de GEE	51
	- Restauração de florestas naturais	53
■	Considerações finais	54
■	Referências	55

— Prefácio

Manuel Otero

Diretor Geral
do Instituto Interamericano
de Cooperação para a Agricultura (IICA)

É um grande prazer para o Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) apresentar um dos primeiros produtos da iniciativa Solos Vivos das Américas (LiSAM) elaborado por um grupo de renomados cientistas e liderado pelo Prof. Rattan Lal. Este documento, intitulado “Sequestro de carbono do solo pela adoção de práticas de manejo sustentável: potencial e oportunidades para os países das Américas”, é altamente informativo e oferece uma excelente síntese do estado atual do conhecimento relacionado ao potencial de sequestro de carbono para os solos das Américas.

A iniciativa Solos Vivos das Américas (LiSAM) oferece uma oportunidade única, pois contará com o apoio científico e técnico do Centro de Gestão e Sequestro de Carbono (C-MASC) da Universidade do Estado de Ohio, bem como na rede do IICA de 34 representações de países que operam em estreita cooperação com os Ministérios da Agricultura, a fim de responder aos desafios agrícolas mais urgentes do Hemisfério.

LiSAM é uma iniciativa internacional oportuna e de múltiplas partes interessadas em ajustar, aplicar e adaptar metodologias e tecnologias para sequestrar C orgânico do solo em diversos sistemas agrícolas, adotando assim a abordagem holística One Health. O objetivo é fornecer aos formuladores de políticas, produtores rurais e outros atores da cadeia de valor as ferramentas para avaliar e ampliar os serviços ambientais que a agricultura pode oferecer por a partir de uma manejo sustentável do solo, contribuindo para atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas, as Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC) e a Meta de Neutralidade da Degradação de Terras (LDN).

Assim, como parte da LiSAM, o presente documento representa um excelente material de referência que está dividido em quatro seções principais. A primeira seção apresenta uma introdução atualizada sobre o sequestro de C no solo para promover a segurança alimentar e mitigar as mudanças do clima. A segunda seção apresenta um protocolo completo para medir os estoques de C no solo e as emissões de GEE, incluindo não apenas as abordagens das condições do campo, mas também a avaliação do estoque de C no solo e das emissões de gases de efeito estufa em larga escala usando ferramentas matemáticas e modelos de simulação.

A terceira seção traz uma série de mapas informativos e alguns estudos de caso sobre o potencial de sequestro de C do solo pela adoção de práticas de manejo sustentável. A seção final aborda as principais descobertas do documento, com o objetivo de ajudar os possíveis participantes da iniciativa a se informar sobre esse importante tópico. Além disso, as informações apresentadas podem facilitar a colaboração entre os participantes agrícolas, cientistas e doadores para enfrentar o desafio de demonstrar que o sequestro de C do solo nas áreas agrícolas é uma das poucas estratégias que podem ser aplicadas em larga escala e a um custo potencialmente baixo, beneficiando tanto os agricultores quanto contribui para as metas estabelecidas no Acordo de Paris. Diante das informações fornecidas neste documento, o IICA acredita que as práticas de manejo sustentável sugeridas pela iniciativa LiSAm podem orientar novos protocolos para conter a degradação do solo, bem como promover a saúde e o sequestro de C do solo no continente americano.

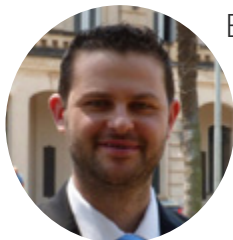
— Autores

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri



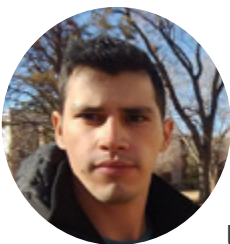
É professor da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) da Universidade de São Paulo (USP), onde ministra cursos para alunos de graduação e pós-graduação. Ele trabalhou três anos em um projeto internacional financiado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente, que faz parte do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Parte significativa de seus estudos foi realizada na região amazônica (incluindo a sua tese de doutorado e pesquisas de pós-doutorado relacionadas a mudanças no uso do solo na Amazônia). Suas principais áreas de pesquisa estão relacionadas à dinâmica da matéria orgânica do solo em regiões tropicais, emissões de gases de efeito estufa na agricultura, modelagem matemática aplicada à ciência do solo, variabilidade espacial das propriedades do solo e mudanças climáticas globais. Ele é consultor de várias fundações e organizações nacionais e internacionais, bem como de governos nacionais. Ele publicou 1 livro editado, 35 capítulos em livros e mais de 200 artigos científicos em periódicos revisados por pares e volumes editados. Atualmente é Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo e Nutrição de Plantas, Vice-Presidente da Comissão de Pós-Graduação da ESALQ/USP, Vice-chefe do Departamento de Ciência do Solo, Membro do Comitê de Relações Internacionais da ESALQ/USP, membro do Comitê de Bolsas da ESALQ/USP e membro da Comissão Consultiva da ESALQ/USP. Ele é membro afiliado da Academia Brasileira de Ciências, da Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas, da Sociedade Americana de Ciências do Solo, da Sociedade Americana de Agronomia e da Sociedade Americana de Ciências de Plantas.

Mauricio Roberto Cherubin



É professor do Departamento de Ciências do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP) em Piracicaba, São Paulo, Brasil. Prof. Cherubin também é Agrônomo formado pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), possui bacharelado em Administração pela Universidade Federal de Santa Catarina, mestrado em Agronomia: Agricultura e Meio Ambiente (UFSM) e doutorado em Ciência do Solo e Nutrição de Plantas (ESALQ/USP). Ele passou um ano como pesquisador visitante no Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) – Laboratório Nacional de Agricultura e Meio Ambiente (NLAE) em Ames, Iowa, EUA, onde seus estudos se concentraram no desenvolvimento e na aplicação de múltiplas abordagens e ferramentas para avaliar a saúde do solo em regiões tropicais. Prof. Cherubin fez pós-doutorado no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) no Brasil. Atualmente ministra cursos e orienta alunos de graduação (Engenharia Agrônômica, Engenharia Florestal, Gestão Ambiental) e pós-graduação (Solos e Nutrição de Plantas). Também criou e lidera o Soil Health & Management Research Group – SOHMA, da ESALQ/USP. Ele publicou 133 artigos científicos revisados por pares e mais de 170 resumos para congressos e conferências. Além disso, ele gerencia grandes projetos de pesquisa financiados por agências públicas e privadas e tem atuado em redes de cooperação científica com pesquisadores de prestigiadas instituições nacionais e internacionais com foco em tópicos relacionados ao uso da terra e ao manejo do solo, à saúde do solo, ao sequestro de carbono do solo, a soluções baseadas na natureza e a serviços ecossistêmicos.

Junior Melo Damian



Júnior Melo Damian possui doutorado em Solos e Nutrição de Plantas pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – Universidade de São Paulo (2017-2021), mestrado em Agronomia (Agronomia: Agricultura e Meio Ambiente) pela Universidade Federal de Santa Maria (2015-2017), é Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal de Santa Maria (2010-2015) e Técnico Agrícola pela Escola Técnica Cruzeiro do Sul (2006-2009). Ele tem experiência em planejamento, execução, análise e redação de artigos científicos na área de Ciência do Solo. Seu foco principal de pesquisa se concentra em avaliar e prever (modelagem matemática) a dinâmica do carbono (C) do solo induzida pela mudança no uso da terra no Brasil, principalmente devido à adoção de sistemas de produção sustentáveis. Júnior publicou 34 artigos científicos em periódicos revisados por pares, 5 capítulos de livros e 56 resumos para eventos científicos. Além disso, é revisor de 15 importantes revistas científicas.

Francisco Fujita de Castro Mello



Francisco Fujita de Castro Mello é chefe do Centro de Conhecimentos e Cooperação Horizontal da Direção de Cooperação Técnica do Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA). Ele é Engenheiro Agrônomo com mestrado em Agronomia (Ciências do Solo) e doutorado em Ciências pela Universidade de São Paulo, onde se concentrou na dinâmica dos estoques de carbono do solo e mudanças climáticas. Realizou estudos para avaliar o impacto das mudanças no uso da terra e das emissões de gases de efeito estufa em regiões agrícolas com o objetivo de produzir alimentos e bioenergia em regiões tropicais. Ele participou como pesquisador visitante no prestigiado Programa de Ciências da Sustentabilidade da John F. Kennedy School of Government, da Universidade de Harvard, onde foi bolsista Giorgio Ruffolo (2011-2012). Atuou em importantes instituições do Brasil como especialista em mudanças climáticas na Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA) e foi Coordenador Geral e Subdiretor do Departamento de Sistemas de Produção e Sustentabilidade da Secretaria de Desenvolvimento Agrário e Cooperativas do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento; Diretor do Departamento de Promoção da Produção e Estruturação Produtiva e Subsecretário Adjunto da Secretaria Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional do Ministério de Desenvolvimento Social. Também foi conselheiro do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e ponto focal da Organização das Nações Unidas – 10YFP – Programa de Sistemas Alimentares Sustentáveis.

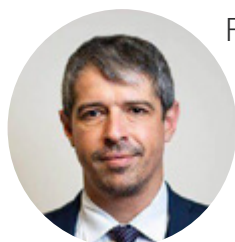
Rattan Lal



Rattan Lal, Ph.D., é um distinto professor de Ciências do Solo e Diretor do CFAES Dr. Rattan Lal Centro de Gestão e Sequestro de Carbono na Universidade do Estado de Ohio, bem como professor adjunto da Universidade da Islândia e do Instituto Indiano de Pesquisa Agrícola (IARI), na Índia. Ele recebeu um BSc pela Universidade Agrícola de Punjab, Ludhiana, Índia (1963); MSc pelo Instituto Indiano de Pesquisa Agrícola, Nova Delhi, Índia (1965); e um Ph.D. pela Universidade do Estado de Ohio, Columbus, Ohio (1968). Ele atuou como pesquisador sênior da Universidade de Sydney, Austrália (1968-69), físico de solos no IITA, Ibadan, Nigéria (1970-87) e professor de ciência do solo na OSU (1987 até o momento). Ele é autor/coautor de mais de 1.000 artigos de periódicos e de mais de 550 capítulos de livros, escreveu e editou/coeditou mais de 100 livros. Ele foi incluído na lista da Thomson Reuters das Mentores Científicas Mais Influentes do Mundo (2014-2016) e está entre os pesquisadores altamente citados em Agricultura da Clarivate (2014-2020), bem como foi classificado em 111º lugar globalmente e em 1º em Agricultura e Agronomia entre os 2% melhores cientistas

por Ioannidis et al (2019, 2020). Ele recebeu um grau Honoris Causa de nove universidades por toda a Europa, EUA e Ásia; a Medalha de Honra da UIMP, Santander, Espanha (2018); a Medalha de Distinto Serviço do IUSS (2018); e é membro de cinco sociedades profissionais. O Dr. Lal orientou 112 alunos de pós-graduação e 181 acadêmicos visitantes de todo o mundo. Ele foi Presidente da Associação Mundial de Conservação do Solo e da Água (1987-1990), da Organização Internacional de Pesquisa de Solos e Lavouras (1988-1991), da Sociedade Americana de Ciências do Solo (2006-2008) e do União Internacional de Ciências do Solo (2017-2018). Ele ocupa a cadeira de Ciência do Solo e de Embaixador da Boa Vontade para Assuntos de Sustentabilidade do Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) e é membro do Comitê Científico e do Action Track 3 da Cúpula de Segurança Alimentar das Nações Unidas 2021. O Dr. Lal é laureado com o Prêmio Mundial de Agricultura GCHERA (2018), o Prêmio Mundial do Solo Glinka (2018), o Prêmio Japão (2019), o Prêmio Awasthi IFFCO dos EUA (2019), o Prêmio Arrell Global de Inovação em Alimentos (2020), o Prêmio Mundial de Alimentos (2020) e o Prêmio Padma Shri (2021).

Coordenador: Federico Villareal



Federico Villarreal é Diretor de Cooperação Técnica do IICA. Possui PhD em Geografia pela Universidade de Buenos Aires (UBA), mestrado em Estudos Sociais Agrários pela Faculdade Latino-americana de Ciências Sociais (FLACSO), diploma em Economia e Administração Agrícola pela Faculdade de Agronomia da Universidade de Buenos Aires (FAUBA) e é Bacharel em Agronomia Geral pela Escola Agrotécnica Salesiana Dom Bosco de Uribelarrea, Argentina. Foi pesquisador de carreira do Conselho Nacional de Pesquisas Científicas e Técnicas (CONICET), no Programa de Estudos Regionais e Territoriais (PERT) do Instituto de Geografia (FFyL-UBA), e professor de Teoria e Política Econômica e Análise Espacial no campo da Geografia. Possui larga experiência como diretor e pesquisador capacitado em projetos de pesquisa nos mais diversos temas relacionados ao desenvolvimento e à ruralidade, dentre os quais se destacam: bioeconomia, mercado de sementes, biotecnologia, neorruralidade, políticas públicas, agricultura familiar, mudanças no uso da terra, desenvolvimento rural, território, segurança e soberania alimentar, entre outros. Esses projetos têm sido financiados por diversas e reconhecidas fontes nacionais e internacionais. Exerceu diversas assessorias nacionais e internacionais no Ministério da Agroindústria e no Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação Produtiva da Argentina e na Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO). É professor do Mestrado em Desenvolvimento Rural da FAUBA e do Mestrado em Estudos Sociais da FLACSO/Argentina, entre outras instituições de ensino superior. Ele é autor de mais de 50 publicações, incluindo livros, artigos de revistas e apresentações em várias conferências.

■ Sumário executivo

Os solos representam um importante reservatório de carbono (C), sendo o grande sumidouro entre os compartimentos do ecossistema terrestre. No entanto, o uso intensivo dos solos para atender à crescente demanda por alimentos, fibras e energia tem causado perdas de C do solo e, conseqüentemente, emissões de gases de efeito estufa (GEE). Por esse motivo, práticas de manejo sustentável voltadas ao sequestro de C do solo e agendas políticas bem orientadas precisam ser ampliadas para os âmbitos regionais e nacionais, de modo a contribuir para a mitigação da mudança do clima e a segurança alimentar. Em 2020, o Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) e o Centro de Gestão e Sequestro de Carbono (C-MASC) da Universidade do Estado de Ohio lançaram a iniciativa Solos Vivos das Américas (LiSAM). A LiSAM é uma extensa rede que envolve governos, organizações internacionais, universidades, o setor privado e organizações da sociedade civil que unirão esforços para conter a degradação da terra e, assim, promover a saúde do solo, o sequestro de C e outros benefícios às pessoas. Buscando proporcionar informações baseada em dados para a iniciativa LiSAM no hemisfério americano, preparamos o presente documento com as principais metodologias usadas para medir os estoques de C do solo e as emissões de GEE no campo, o uso atual da terra e os estoques de C do solo, e o potencial de sequestro de C do solo pela adoção de práticas de manejo sustentável. Como resultado, descobrimos que a pastagem é o uso agrícola da terra mais difundido nas Américas, respondendo por $9,05 \text{ km}^2 \times 10^6$ (905 milhões de ha). A área recoberta com pastagens é três vezes maior do que a da agricultura (áreas de cultivo), a qual corresponde por $3,40 \text{ km}^2 \times 10^6$. Soja ($0,91 \text{ km}^2 \times 10^6$), milho ($0,72 \text{ km}^2 \times 10^6$) e trigo ($0,35 \text{ km}^2 \times 10^6$) são as culturas anuais mais cultivadas; a cana-de-açúcar ($0,14 \text{ km}^2 \times 10^6$) é a principal cultura semiperene; e o café ($0,05 \text{ km}^2 \times 10^6$) é a principal cultura perene. Para os estoques de C do solo, estimamos um acúmulo médio de $51,28 \text{ Mg ha}^{-1}$ em todo o hemisfério para a camada de 0-30 cm. Entre as diferentes regiões, a América Central ($63,30 \text{ Mg ha}^{-1}$), o Caribe ($61,35 \text{ Mg ha}^{-1}$) e a América do Norte ($53,91 \text{ Mg ha}^{-1}$) apresentaram os maiores estoques de C no solo; somente na América do Sul o estoque de C do solo ($48,11 \text{ Mg ha}^{-1}$) ficou abaixo da média estabelecida para todo o continente. Diversas abordagens para avaliar o sequestro de C do solo e as emissões de GEE foram apresentadas e discutidas, variando de medições específicas de campo até ferramentas matemáticas e modelos de simulação. Por último, identificamos algumas práticas de manejo sustentável promissoras que poderiam ser adotadas nas Américas, como o sistema plantio direto, as plantas de cobertura, resíduos orgânicos, recuperação de pastagens pelo uso de sistemas integrados (ou seja, silvopastoril e sistemas com integração de lavoura-pecuária-floresta),

restauração florestal, entre outras. Com base em nossa estimativa, adotando apenas duas práticas de manejo sustentável em grande escala (ou seja, a recuperação de pastagens e o sistema plantio direto), o acúmulo potencial de C no solo nos países das Américas é de cerca de 2,68 Pg C (1,25-4,11 Pg C), representando um total de 9,81 Pg CO₂eq. (4,56-15,06 Pg CO₂eq) ao longo de 20 anos. Isso representa um potencial para mitigar cerca de 7,9% (3,7-12,2%) das emissões antrópicas líquidas globais anuais totais de GEE oriundas da agricultura e 4,1% (1,9-6,3%) das emissões globais provenientes da agricultura, silvicultura e outros usos da terra. Diante das informações fornecidas neste documento, acreditamos que as práticas de manejo sustentável sugeridas pela iniciativa LiSAM podem orientar novos protocolos para combater a degradação da terra, promover a saúde do solo e aumentar o sequestro de C do solo nas Américas.

1 Sequestro de C no solo para promover a segurança alimentar e mitigar as mudanças climáticas

A população global deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050 (Nações Unidas, 2019). O crescimento populacional pressiona os recursos naturais para atender às demandas crescentes de necessidades humanas básicas, como alimentos, fibras, água potável e energia. Em resposta às intensas atividades antrópicas, as emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera têm experimentado um crescimento sem precedentes desde o período da pré-revolução industrial (IPCC, 2021). Como consequência do aumento das emissões de GEE, a temperatura média da Terra aumentou 1,1 °C em relação aos períodos pré-industriais, com aumento ainda maior (1,6 °C) nos continentes. Portanto, o aquecimento global induzido pelo homem impactou as condições climáticas de forma generalizada em todas as regiões do mundo (IPCC, 2021). As mudanças do clima aumentaram a frequência de condições meteorológicas extremas que ameaçam a produção de alimentos e o bem-estar humano nas próximas décadas.

À luz desse cenário atual, garantir a segurança alimentar e mitigar o aquecimento global estão entre os grandes desafios da humanidade no século XXI. Tendo em vista a importância da ação conjunta de todos os países do mundo para mitigar as emissões de GEE e as consequências negativas da mudança do clima, o Acordo de Paris foi assinado por grande parte dos países com o objetivo de garantir

que o aquecimento global permaneça abaixo de 2 °C até 2050, com esforços para limitá-lo a 1,5 °C (Rogelj *et al*, 2016).

Várias estratégias de mitigação da mudança do clima têm sido propostas como opções econômicas para descarbonizar a atmosfera, incluindo tecnologias de captura, utilização e armazenamento de C (CCUS) (por exemplo, Wei *et al*, 2021), bioenergia com tecnologias de captura e armazenamento de C (BECCS) (por exemplo, Hanssen *et al*, 2020) e soluções baseadas na natureza (por exemplo, Girardin *et al*, 2021; Seddon *et al*, 2021), também chamada de soluções climáticas naturais (Griscom *et al*, 2017). As soluções baseadas na natureza mais promissoras estão associadas à restauração de florestas nativas, recuperação de pastagens e adoção de práticas de manejo sustentável em áreas agrícolas (Girardin *et al*, 2021; Horton *et al*, 2021). Soluções baseadas na natureza podem oferecer muitos benefícios ecológicos e socioeconômicos locais (Girardin *et al*, 2021) a partir da remoção de CO₂ da atmosfera pela fotossíntese realizada pelas plantas e do armazenamento de C na biomassa viva de plantas e animais, ou no solo. Atualmente, a terra (solo e vegetação) absorve cerca de um terço de todas as emissões antrópicas (Friedlingstein *et al*, 2020).

Os estoques globais de C orgânico do solo são estimados na faixa de 1.500-2.400 Pg (~5.500-8.800 Pg CO₂) para a profundidade de 0-1 m (Lal, 2018; Smith *et al*, 2020; Lal *et al*, 2021). O solo representa o maior reservatório terrestre de C (**Figura 1**), sendo aproximadamente três vezes os estoques de C na vegetação e duas vezes o estoque de C na atmosfera (Smith *et al*, 2020; Lal *et al*, 2021). Portanto, pequenas mudanças nos estoques de C podem, assim, ter impactos significativos na atmosfera e na mudança do clima. Estimativas recentes mostram que o C do solo representa 25% do potencial das soluções baseadas na natureza (potencial total, 23,8 Pg de CO₂ equivalente por ano), dos quais 40% estão na proteção do C existente do solo e 60% na recarbonização de solos degradados (Bossio *et al*, 2020). Historicamente, os solos cultivados perderam cerca de 115-154 Pg C à atmosfera (Sanderman *et al*, 2017; Lal, 2018) e, portanto, restaurar os estoques de C do solo pode compensar essas emissões.

FIGURA 1

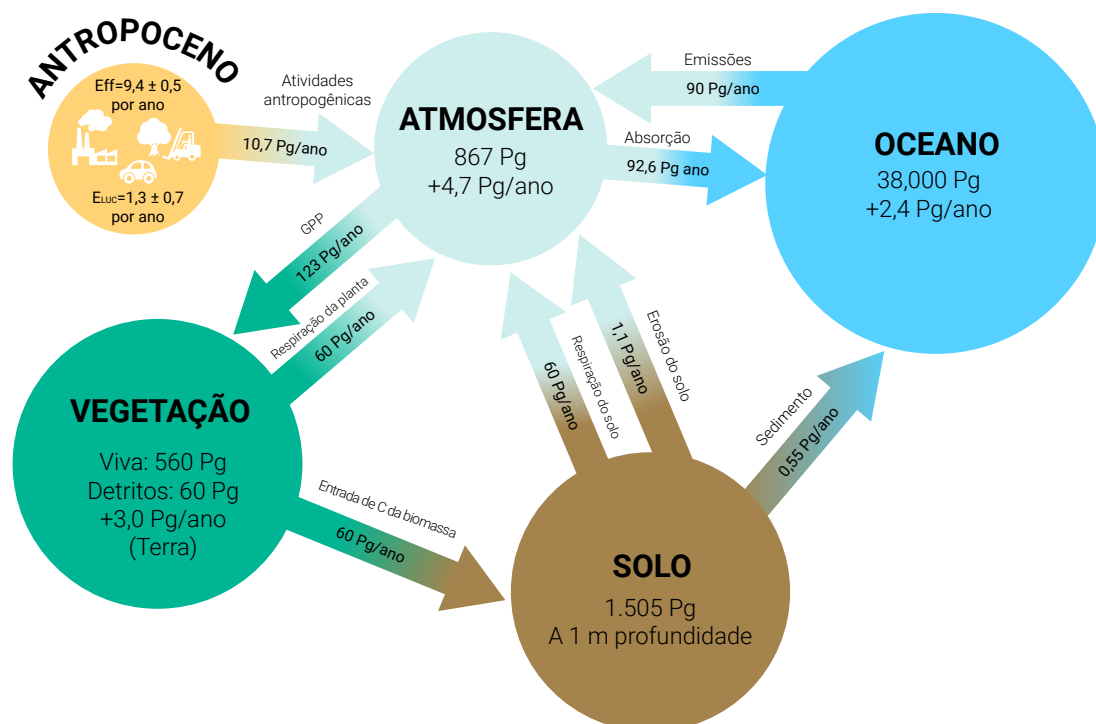


Figura 1. Ciclo global de C. Os dados dentro das setas indicam fluxos (Pg C/ano), aqueles dentro dos círculos indicam a magnitude do estoque e os dados nos círculos com o sinal + indicam a taxa anual de variação do estoque. Dentro do círculo identificado como Antropoceno, EFF são as emissões por combustível fóssil e ELUC são as emissões por conversão do uso da terra. O estoque atmosférico é calculado com base em 406,29 ppmv de CO₂, em 26 de novembro de 2017 (0,040629% em volume), e 0,06122% pela massa da atmosfera é de 5,148 x 10²¹ g, contendo 3.177 Pg CO₂ ou 867 Pg C. Referências para os dados usados para construir essa figura podem ser encontradas em Lal (2018). Fonte: Lal (2018).

Embora o solo possa atuar como fonte de CO₂ e outros GEE, se bem manejado, pode se tornar um grande sumidouro de CO₂ atmosférico. A adoção de adequado uso da terra e de práticas de manejo conservacionistas pode prevenir emissões de C e remover o CO₂ atmosférico (Paustian *et al*, 2016), transformando assim o solo em uma “tecnologia” de emissão negativa (Smith, 2016). Solos saudáveis e recarbonizados contribuem para proporcionar segurança alimentar e climática (Lal, 2004; Horton *et al*, 2021; Lal *et al*, 2021), bem como outros serviços ecossistêmicos essenciais, como biodiversidade e qualidade da água (Smith *et al*, 2021).

Todavia, impulsionar o sequestro de C no solo é uma tarefa complexa e demorada (Smith *et al*, 2021). Para promover sequestro de C no solo, as práticas de manejo sustentável devem abordar os dois princípios de “ouro”: i) proporcionar entradas abundantes e contínuas de C no solo para aumentar os estoques de C (ou seja, aumentar as entradas de C); e ii) reduzir as emissões de GEE do solo (ou seja, reduzir as perdas de C). Na natureza, nem todo o

CO₂ retirado da atmosfera pelas plantas é, de fato, armazenado na biomassa vegetal ou no solo por muito tempo. Quando uma planta morre ou é colhida, a maior parte do C (60-90%) incorporado como componente orgânico em sua biomassa, acima e abaixo do solo, retorna à atmosfera como CO₂ durante o processo de decomposição mediado pela biota do solo. O carbono que permanece no solo é incorporado e estabilizado nos diferentes reservatórios de matéria orgânica do solo (**Figura 2**), como a matéria orgânica particulada e associada a os minerais, que possuem composição, tempo de persistência e funcionalidade distintas no solo e no ambiente (Lavallee et al, 2020).

FIGURA 2

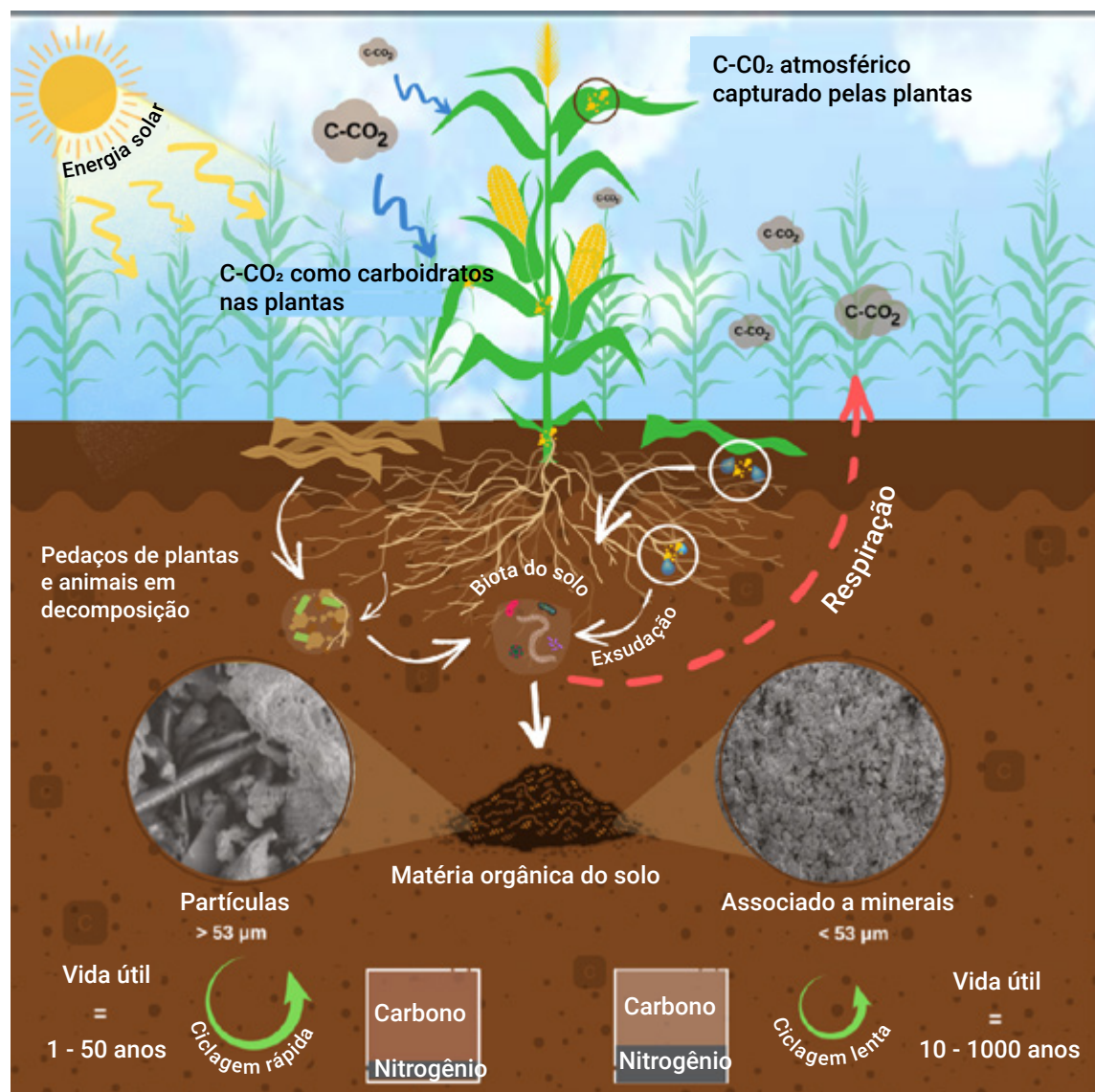


Figura 2. Fluxos e compartimentos do C dentro e fora do solo, destacando o armazenamento de C no solo em diferentes frações da matéria orgânica do solo (particulada e associada aos minerais). Fonte: redesenhado de Jocelyn Lavallee por Bruna Emanuelle Schiebelbein.

A fração de matéria orgânica particulada pode ser acumulada infinitamente no solo, mas é mineralizada mais rapidamente (tempo curto de residência no solo), contribuindo assim para a ciclagem de nutrientes e para a sustentação da atividade biológica. Em contraste, a fração de matéria orgânica associada aos minerais está sujeita à saturação, mas tem maior estabilidade e persistência no solo e, portanto, é a chave para a estrutura do solo e para o sequestro de C por mais tempo. Para sustentar solos saudáveis, ambas as frações são importantes, cada uma desempenhando suas funções específicas (Hoffland *et al*, 2020).

Os fluxos, os estoques e a transformação do C no continuum solo-planta-atmosfera são regulados por fatores locais e regionais, como características intrínsecas do solo, quantidade e qualidade (composição bioquímica) das entradas de C derivadas de plantas, condições climáticas e escolhas de manejo do solo (Lal, 2018; Wiesmeier *et al*, 2019). Em geral, as condições de clima tropical, conforme observado na maior parte do território latino-americano, favorecem a respiração microbiana do solo, levando a maiores perdas de C para a atmosfera do que as condições de clima temperado (como observado na maior parte da América do Norte). Por outro lado, se bem manejados, os ecossistemas tropicais podem promover um maior crescimento de biomassa (ou seja, maior remoção de CO₂) e, conseqüentemente, maiores quantidades de C são adicionadas ao solo.

Na verdade, independentemente da localização, a região das Américas tem grande potencial para contribuir para a mitigação das mudanças climáticas e estabelecer estratégias de adaptação. Uma extensa literatura científica tem demonstrado múltiplas opções de práticas de manejo sustentável que poderiam ser adotadas nas diferentes regiões agroecológicas do hemisfério para sequestrar C e contribuir para a regulação do clima, produção de alimentos e outros benefícios ambientais, considerando as diferentes preferências sociais e os contextos econômicos. Exemplos de práticas de manejo agrícola exequíveis e viáveis incluem sistemas conservacionistas (por exemplo, sistema plantio direto), manejo de pastagens, aditivos orgânicos (adubos, resíduos agroindustriais e biochar), plantas de cobertura, cobertura morta, manejo da fertilidade, sistemas agrícolas integrados (sistemas agroflorestais, silvopastoris e de lavoura-pecuária-floresta), manejo da água, entre outros (Smith *et al*, 2008; Paustian *et al*, 2016; Lal *et al*, 2021). Estimativas recentes revelaram que apenas áreas de cultivo nas Américas podem promover ganhos de estoque de C do solo de 0,24 a 0,50 Pg ano⁻¹ em um intervalo de tempo de 20 anos (Zommer *et al*, 2017).

Porém, para atingir esse potencial de sequestro de C do solo, é necessário estabelecer agendas técnicas e políticas nacionais e internacionais bem orientadas para promover e subsidiar a implementação de ações práticas e aplicáveis à saúde do solo e ao sequestro de C. Além disso, diretrizes para monitoramento, verificação e informes de resultados são fundamentais para avaliar a eficácia de tais ações. Nesse contexto, uma iniciativa continental, denominada “Solos Vivos das Américas (LiSAM)”, liderada pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA)¹ e o Centro de Gestão e Sequestro de Carbono (C-MASC) da Universidade do Estado de Ohio, foi lançada em 5 de dezembro de 2020, no Dia Mundial do Solo. A LiSAM é uma extensa rede que envolve governos, organizações internacionais, universidades, o setor privado e organizações da sociedade civil que unirão esforços para conter a degradação da terra e, conseqüentemente, para promover a saúde do solo, o sequestro de C e outros serviços ecossistêmicos.

Nas próximas seções deste documento, serão apresentadas e discutidas as principais metodologias utilizadas para medir os estoques de C do solo e as emissões de GEE no campo, o uso atual da terra e os estoques de C do solo, bem como o possível sequestro de C do solo pela adoção de práticas de manejo sustentável no hemisfério.

■ Avaliação dos estoques de C do solo e as emissões de GEE

Medições de campo dos estoques de C do solo

sincrônica. Na abordagem diacrônica, é necessário conduzir experimentos de campo nos quais os estoques de C do solo são medidos ao longo do tempo nas mesmas parcelas experimentais com diferentes usos da terra ou tratamentos de manejo. Essa abordagem oferece uma boa precisão e repetibilidade de medições, mas é cara e exige que o experimento seja conduzido por longo prazo. Por outro lado, na abordagem sincrônica ou de cronossequência, as amostras são retiradas ao mesmo tempo de parcelas do campo sob diferentes usos da

1. <https://www.iica.int/es>

terra ou sistemas de manejo em durações conhecidas a partir de um estado de referência inicial, e os estoques de C do solo são comparados aos dos solos sob esse estado de referência inicial. Essa abordagem parte do pressuposto de que o espaço substitui o tempo, em que as condições iniciais do solo de uma área sob os diferentes sistemas de uso ou manejo da terra são muito semelhantes e, onde fato, todos os demais fatores (tipo de solo, clima, relevo etc.), não estão influenciando os resultados. Portanto, a precisão e a confiabilidade dos dados coletados pela abordagem sincrônica dependem de um processo criterioso de seleção dos locais de estudo, que devem ser realmente comparáveis. Para saber mais sobre as abordagens sincrônicas e diacrônicas na avaliação das mudanças no estoque de C do solo, recomendamos consultar Costa Junior *et al* (2013).

Uma vez que a abordagem de avaliação é definida, as medições diretas dos estoques de C do solo dependem da metodologia de amostragem de solo apropriada, que deve ser compatível com o Refinamento de 2019 às Diretrizes do IPCC de 2006 para Estoques Nacionais de Gases de Efeito Estufa (IPCC, 2019b), bem como com os padrões ISO relacionados à amostragem da qualidade do solo (por exemplo, ISO 18400-101:2017; ISO 18400-102:2017; ISO 18400-104:2018; ISO 18400-205:2018). Outras informações valiosas relacionadas à amostragem de solo para medição de C do solo podem ser verificadas em Cerri *et al* (2013), Wills *et al* (2018), FAO (2020) e Smith *et al* (2020).

Protocolo de amostragem de solo

A amostragem de solo para medições diretas deve levar em consideração a variabilidade espacial natural e a induzida pelo homem dos estoques de C do solo na área. Portanto, os pontos de amostragem do solo devem ser o mais representativos possível de toda a área a ser caracterizada. A pré-seleção da área onde as amostras serão coletadas pode ser feita usando mapas de solo, mapas de uso da terra, fotografias aéreas, imagens de satélite e histórico de uso da terra. Paralelamente ao trabalho de escritório, podem ser utilizadas visitas ao local para estabelecer a localização dos pontos de amostragem.

No campo, o esquema de amostragem aleatória simples é amplamente usado para representar um determinado uso da terra ou prática de manejo, particularmente quando a abordagem sincrônica (ou seja, de cronosequência ou áreas pareadas) é usada para avaliar as mudanças de C do solo. Essa é a maneira mais

simples de selecionar amostras independentes e imparciais, em que cada local de amostra tem uma chance igualmente provável de ser selecionado (Wills *et al*, 2018). Em cada ponto de amostragem, recomenda-se estabelecer uma grade 3×3, com 50 metros de distância entre cada ponto, totalizando nove pontos que cobrem uma área de um hectare (**Figura 3**).

Além de definir um número adequado de pontos de amostragem, a profundidade de amostragem é um fator crucial para avaliar adequadamente as mudanças nos estoques de C do solo (Smith *et al*, 2020). O IPCC (IPCC 2006) recomenda considerar pelo menos os primeiros 0,3 m do perfil e fazer adaptações de acordo com as situações específicas. Os primeiros 30 centímetros do perfil do solo são a camada mais afetada pelas práticas de uso e manejo da terra, sendo a principal zona de crescimento de raízes e de atividade biológica. Portanto, as maiores chances de C do solo devem ocorrer nessa camada superficial. No entanto, a adoção de culturas de raiz profunda e de cobertura em planos de rotação de culturas e a introdução de árvores como um componente de sistemas agrícolas integrados (por exemplo, sistemas agroflorestais, silvopastoris e de lavoura-pecuária-floresta) são algumas das razões para que amostragens de solo mais profundas (até 1 metro ou mais) têm sido recomendadas para uma avaliação adequada das mudanças de C do solo ao longo do tempo (Cerri *et al*, 2013; FAO, 2020; Smith *et al*, 2020). Com base nisso, podem ser retiradas amostras das seguintes camadas de solo: 0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,3, 0,3-0,4, 0,4-0,6, 0,6-0,8 e 0,8-1,0 m para três das nove trincheiras e 0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,3 m nas outras seis trincheiras (**Figura 3**). Nas trincheiras de 1 m de profundidade, recomenda-se a coleta de duas ou três amostras em cada camada abaixo de 30 cm, para aumentar o número de amostras e, conseqüentemente, a precisão dos dados de teor de C do solo e de densidade do solo. Em resumo, em cada área de estudo, um total de 63 amostras deformadas serão coletadas para quantificação do teor de C do solo (9 pontos x 7 camadas), e o mesmo número (63) de amostras indeformadas para determinação da densidade do solo.

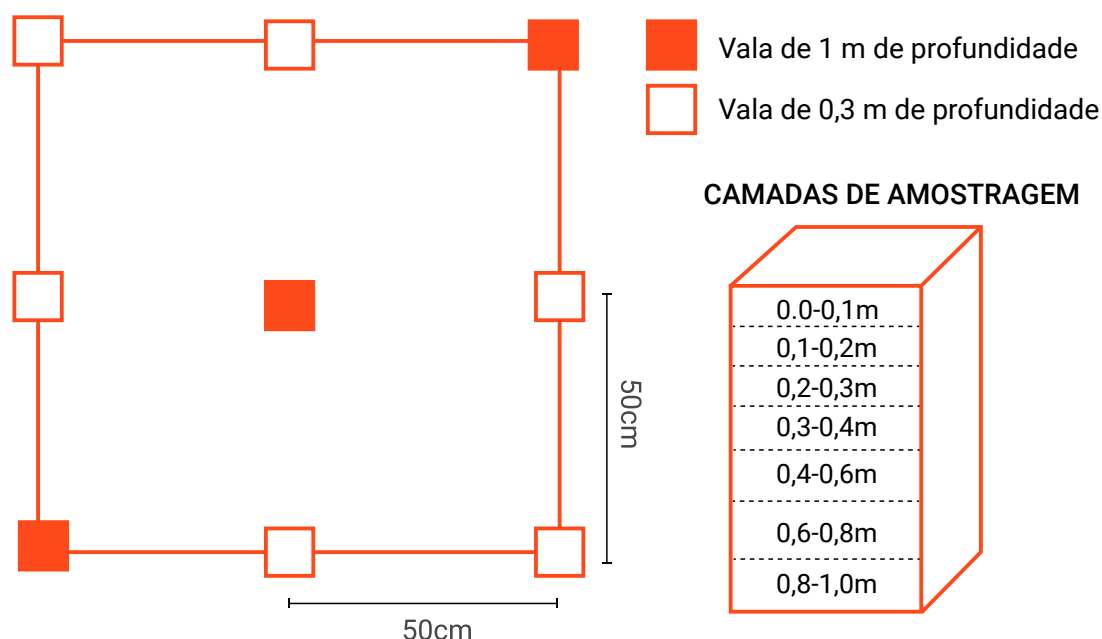
FIGURA 3

Figura 3. Protocolo de amostragem de solo para determinações de C do solo e de densidade do solo, parâmetros usados para cálculos de estoque de C do solo. Nove trincheiras cobrem uma área de um hectare, das quais seis trincheiras são usadas para coletar amostras das camadas de 0-0,1, 0,1-0,2 e 0,2-0,3 m, e nas três trincheiras restantes, o solo é amostrado de camadas de 0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,3, 0,3-0,4, 0,4-0,6, 0,6-0,8 e 0,8-1,0 m.

Vale ressaltar que esse protocolo de amostragem de solo pode ser adaptado de acordo com as condições específicas do local. Por exemplo, quando parcelas experimentais (abordagem diacrônica) são amostradas, o número de pontos e a distância entre elas provavelmente precisarão ser reduzidos, devido ao tamanho limitado das parcelas. Nesses casos, as amostras podem ser coletadas nas três trincheiras centrais (duas de 0,3 m de profundidade e uma de 1 m de profundidade), por exemplo. O reduzido número de amostras coletadas em cada parcela é compensado pelo número de repetições de campo (blocos) e pelo elevado controle local dos experimentos. Além disso, em experimentos de longo prazo, às vezes as amostras de solo são coletadas usando trados ou sondas específicas em vez de trincheiras, para evitar sucessivas perturbações no solo das parcelas ao longo do tempo.

Procedimentos de amostragem

A primeira etapa da amostragem do solo é remover a vegetação ou os detritos de plantas da superfície do solo. Com cuidado, os detritos finos mais próximos da superfície do solo devem ser espanados, evitando-se a retirada de partículas de

solo da camada superficial. Depois disso, as trincheiras são cavadas até a profundidade de amostragem desejada. Esse processo pode ser manual ou usando miniescavadeiras, principalmente para trincheiras mais profundas. As trincheiras mais profundas medirão 1,5 m (profundidade) × 1,5 m (comprimento) × 1,0 m (largura), e as trincheiras menores medirão 0,4 × 0,4 × 0,4 m. Um aspecto crítico durante a abertura da trincheira é a preservação de pelo menos duas paredes, evitando distúrbios na estrutura do solo onde as amostras serão coletadas.

Na parede da trincheira, as amostras de solo são coletadas camada por camada, de cima para baixo, usando uma espátula ou ferramentas semelhantes. Além disso, próximo às áreas onde as amostras foram coletadas para quantificação de C, amostras indeformadas (ou seja, com estrutura preservada) devem ser coletadas usando um cilindro de metal ($\sim 100 \text{ cm}^3$) para determinar a densidade do solo. As amostras de solo devem ser acondicionadas em sacos plásticos previamente etiquetados e levados ao laboratório para preparo e análise.

Determinação do teor de carbono e densidade do solo

As amostras serão secas ao ar, homogeneizadas e peneiradas em peneira de 2 mm. A fração maior que 2 mm precisa ser pesada para calcular o estoque de C adequado para uma dada camada de solo, embora essa fração seja considerada como livre de C. Subamostras (10 g) do solo peneirado em peneiras de 2 mm devem ser moídas e peneiradas a 0,150 mm (100 mesh) para determinação do C por combustão a seco (Nelson e Sommers, 1996). O conteúdo de C total deve ser determinado por combustão a seco usando um analisador elementar (forno a 1.100-1.500 °C com oxigênio puro). Esse método fornece o C total, que é composto de C inorgânico (de carbonatos) e orgânico. Na maior parte dos solos tropicais, o conteúdo de C inorgânico é pequeno; portanto, o conteúdo total de C determinado pela combustão seca é derivado predominantemente a fração orgânica. No entanto, em solos com alto teor de carbonato, a determinação de C orgânico pode ser feita por oxidação úmida com dicromato (Walkley e Black, 1934) ou por combustão seca após uma remoção preliminar de carbonatos com ácido, geralmente HCl 0,1 M (Schumacher, 2002).

As amostras indeformadas são secas em estufa a 105 °C durante 48 horas e pesadas. Então, a densidade do solo (Mg m^{-3}) pode ser calculada dividindo a massa do solo seco pelo volume do cilindro (Dane e Topp, 2002).

Cálculo do estoque de C do solo e taxa de mudança de C do solo

Os estoques de C do solo são calculados para todas as camadas de solo, de acordo com a Equação 1:

$$\text{Estoque de C do solo} = C \times \text{densidade do solo} \times \text{camada do solo} \quad (\text{Eq. 1})$$

onde, o estoque de C é expresso em Mg ha^{-1} , C é o teor do elemento em %; a densidade do solo é expressa em Mg m^{-3} ; e a camada de solo é a espessura da camada amostrada em centímetros.

CUma vez que o estoque de C do solo também é uma função da densidade do solo, fatores como tráfego de máquinas, pisoteio de animais e preparo do solo afetam a densidade do solo e influenciam os resultados sub ou superestimando as mudanças reais nos estoques de C do solo induzidas pelas práticas de uso e manejo da terra. Portanto, a metodologia mais amplamente aceita para corrigir os estoques de C do solo é baseada na abordagem de massa equivalente (Ellert e Bettany, 1996). Os estoques de carbono nas áreas avaliadas devem ser calculados com base na profundidade equivalente, ou seja, considerando a profundidade que contém a mesma massa de solo da camada correspondente da área de referência. Em geral, o uso anterior da terra (por exemplo, pasto ou local de cultivo anual) ou um local de vegetação nativa é considerado a referência, dependendo do histórico de uso da terra da área avaliada.

A taxa de mudança de estoque de C do solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) induzida pelo uso da terra ou prática de manejo adotada ao longo do tempo pode ser calculada de acordo com a Equação 2.

$$\text{Taxa de mudança do estoque de C do solo} = \frac{\text{Soil C stock}_{\text{final}} - \text{Soil C stock}_{\text{inicial}}}{\text{Anos}} \quad (\text{Ec. 2})$$

onde, a taxa de mudança do estoque de C do solo é a taxa anual de perda ou acumulação de C ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em um determinado cenário de manejo; o Estoquefinal de C do solo é o estoque atual de C do solo (Mg ha^{-1}) após um determinado momento de adoção do manejo; o Estoqueinicial de C do solo é o estoque de C de referencia (Mg ha^{-1}) no passado (linha de base); e Anos é o período ao longo do qual tal manejo foi adotado.

Medição de campo das emissões de gases de efeito estufa (GEE)

Gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) são continuamente emitidos do solo para a atmosfera. No entanto, a quantificação desses gases e a extrapolação dos resultados para uma determinada área ou período ainda são desafios, devido à sua baixa concentração e à variabilidade espaço-temporal das emissões no meio ambiente. Apesar disso, existem vários métodos de amostragem de GEE em campo, desde métodos mais simples e amplamente usados como câmaras estáticas e dinâmicas, até métodos micrometeorológicos mais complexos e caros (por exemplo, torre de covariância de vórtices turbulentos) (**Figura 4**).

FIGURA 4



Figura 4. Metodologias utilizadas para amostragem de gases de efeito estufa emitidos do solo em campo. a) câmaras estáticas; b) câmaras dinâmicas, c) torre de covariância de vórtices turbulentos. Fotos: Carlos E.P. Cerri

As câmaras estáticas são o método mais utilizado, por serem mais baratas e de utilização mais simples. No entanto, uma câmara estática cobre uma pequena área de superfície do solo e são necessárias muitas câmaras para uma estimativa de emissões representativa. Além disso, a amostragem do ar é manual e demorada. Por outro lado, métodos mais complexos têm a vantagem de fornecer medição contínua e automática e conseguir uma integração espacial dos fluxos, mas são caros, difíceis de manter em campo e requerem mais experiência para processar e trabalhar com os dados.

Como as câmaras estáticas ainda são a metodologia mais amplamente utilizada, detalharemos a amostragem de GEE em campo usando esse tipo de metodologia, com base em Cerri *et al* (2013). Além disso, independentemente dos

métodos usados, o protocolo deve estar de acordo com o Refinamento de 2019 às Diretrizes do IPCC de 2006 para Estoques Nacionais de Gases de Efeito Estufa (IPCC, 2019b).

Amostragem de GEE usando câmaras estáticas

O sistema de câmara estática é composto por duas partes, a base e a câmara. Recomenda-se que as câmaras tenham um isolamento térmico adequado e sejam feitas de material que não resulte em aumento da temperatura interna. A altura da câmara afeta a qualidade da medição da câmara de várias maneiras. Para melhor dimensionamento do tamanho da câmara, é necessário avaliar o tempo de incubação. As grandes câmaras e o curto tempo de incubação resultam em um fluxo de GEE subestimado, enquanto câmaras pequenas e um longo tempo de incubação superestimam os resultados. Por exemplo, em canaviais, Cerri *et al* (2013) recomendaram uma câmara retangular com 0,70 × 0,45 m, em que as dimensões estão associadas ao espaçamento tradicional entre linhas (1,5 m). Recomenda-se o uso de ventiladores dentro da câmara para homogeneizar o ar, principalmente em câmaras grandes.

No campo, a base deve ser inserida no solo um dia antes do início da amostragem do gás. Recomenda-se inserir a base a 0,05-0,10 m de profundidade do solo. A introdução da base a uma profundidade inferior a 0,05 m pode resultar em trocas gasosas entre o interior e o exterior da câmara, enquanto uma profundidade superior a 0,1 m pode modificar o movimento da água no solo dentro da câmara e, conseqüentemente, afetar os fluxos de GEE.

As amostras de gás devem ser coletadas no menor tempo possível para observar um aumento mensurável na concentração de GEE dentro da câmara. Amostras iniciais de gases serão coletadas usando seringas de nylon de 20 ml no início da incubação e, como orientação, aos 15, 30 e 45 minutos subsequentes. Essa é uma recomendação geral, mas pode ocorrer variação neste período de avaliação, dependendo do gás analisado. As amostras coletadas serão transferidas para frascos selados pré-evacuados.

Na amostragem e armazenamento de GEE, recomenda-se o uso de recipientes pressurizados (frascos "vials"). Não é aconselhável armazenar as amostras de gás usando seringas (sejam seringas de plástico ou de vidro). Durante o período de amostragem, é aconselhável uma coleta de amostras de gás padrão (concentração média conhecida) para analisar a confiabilidade do sistema de armazenamento de GEE. Para analisar os fluxos de gás, as amostras dentro dos frascos devem ser injetadas no cromatógrafo de gás.

A temperatura do espaço superior durante a amostragem de gás no campo raramente é a mesma temperatura do laboratório no momento da análise da amostra de ar. Assim, a temperatura com base na lei dos gases perfeitos deve ser corrigida. As medições de pressão atmosférica, de temperatura do solo e de umidade do solo devem ser realizadas durante a amostragem do gás. As amostras devem ser armazenadas em frascos e a duração máxima do armazenamento da amostra deve ser de 30 dias.

O tempo de amostragem do gás depende da situação avaliada. Por exemplo, para monitoramento de longo prazo da mudança do uso da terra, recomenda-se que as amostras sejam coletadas ao longo do ano a cada 15 ou 30 dias, abrangendo a sazonalidade das emissões de GEE que ocorrem nas estações chuvosas e secas. Por outro lado, quando são avaliadas práticas de manejo específicas, como a fertilização mineral, o período de amostragem pode ser diário nos primeiros 15 dias e, depois, a cada três dias nos 15 dias seguintes. Para fertilizantes/compostos orgânicos, o período de amostragem deve ser maior do que para fertilizantes minerais, com coletas diárias nos primeiros 15 dias e, depois, a cada três dias nos 75 dias seguintes, totalizando 90 dias. No preparo do solo, o pico de emissão de GEE ocorre nos primeiros dias após o manejo; portanto, é recomendado que a amostragem diária seja realizada diariamente durante os primeiros 15 dias e, a partir daí, a frequência de amostragem pode ser maior – a cada três dias nos próximos 15 dias, e a cada sete dias nos próximos 30 ou 45 dias, por exemplo.

Análises e resultados de GEE

O cromatógrafo de gás pode ser usado para analisar as concentrações de GEE: Detector de Captura de Elétrons (^{63}Ni) operado a 230 oC para determinar as concentrações de CO_2 e N_2O e o Detector de Ionização de Chamas (FID) para quantificar a concentração de CH_4 na mesma amostra. Gases certificados são usados como padrões, então os fluxos são calculados com base na mudança linear na concentração de gás coletada da câmara durante o período de incubação. Como alternativa às câmaras estáticas, sempre que possível, a técnica de covariância de vórtices turbulentos pode ser usada para medir fluxos em uma base quase contínua. O princípio dessa abordagem micrometeorológica é que a taxa de mudança de um gás traço (fluxo) pela interface da atmosfera e uma cobertura da planta pode ser calculada como a covariância entre as flutuações da velocidade vertical do vento e esse gás (Baldocchi, 2003).

Os fluxos de GEE são calculados a partir do incremento na concentração durante o período de incubação quando a câmara é fixada na base e são expressos como médias aritméticas com desvio padrão. Os fluxos cumulativos são calculados traçando os fluxos diários ao longo do tempo, interpolando linearmente entre eles e integrando a área sob a curva.

Avaliação em larga escala do estoque de C do solo e das emissões de gases de efeito estufa

Considerando os vários fatores que influenciam diretamente o sequestro de C do solo e as emissões de GEE, como: tipo de solo (principalmente em relação à fração mineral), tipo de vegetação (contribuição da parte aérea e sistema radicular), clima (seco/frio versus úmido/quente), relevo (a topografia pode favorecer, por exemplo, o acúmulo de C em regiões de planícies), organismos (quantidade e diversidade funcional), práticas de manejo (práticas de conservação, como pastagem bem manejada, sistema de plantio direto e integração lavoura-pecuária-floresta tendem a aumentar o C do solo, enquanto pastagens degradadas, uso excessivo de aração/gradagem tendem a reduzir o C do solo), sua avaliação adequada é uma atividade complexa com incertezas variáveis associadas aos resultados obtidos. Nesse contexto, diversas abordagens têm sido propostas na tentativa de avaliar mudanças nos estoques de C do solo, de emissões de GEE, principalmente devido a mudanças no uso do solo, e/ou a adoção de práticas de manejo.

Dentre as principais abordagens existentes (**Figura 5**) para estimar a variação dos estoques de C e das emissões de GEE por ferramentas ou planilhas, pode-se citar o sistema proposto pelo “Projeto de Benefícios do Carbono” (CBP), a ferramenta “EX-ACT” proposta pela FAO. Além disso, existem os métodos de cálculo baseados no Tier 1, Tier 2 e Tier 3 do IPCC. Essas abordagens são úteis para obter informações gerais, mas não substituem uma avaliação mais específica baseada em amostragem de campo e determinação dos níveis de C do solo por um analisador elementar (método de combustão a seco).

FIGURA 5

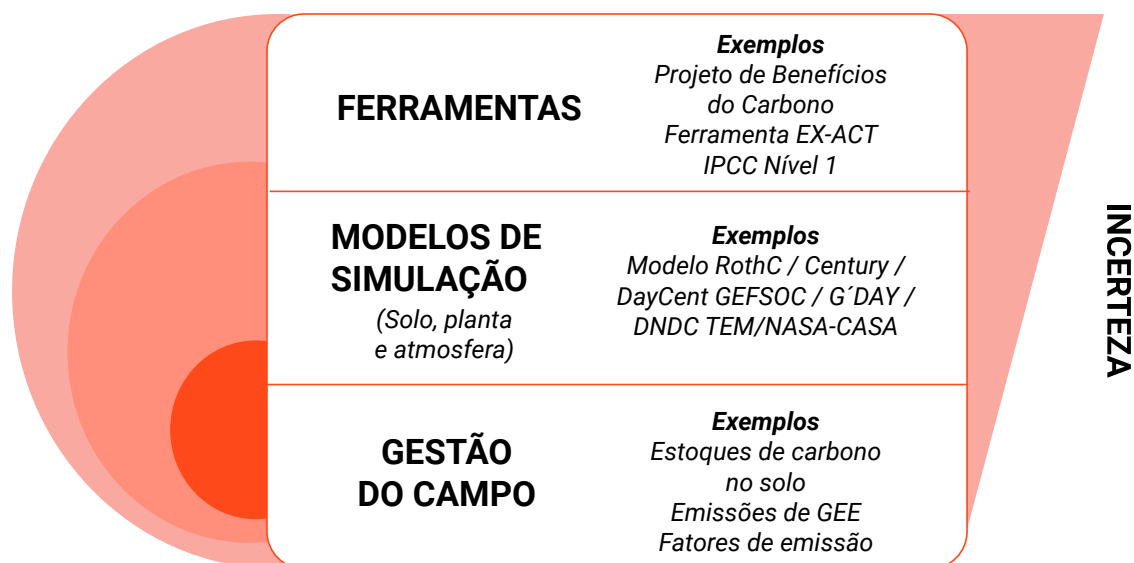


Figura 5. Abordagens para avaliar o C do solo e as emissões de efeito estufa desde a escala de campo (menor incerteza) até escalas regionais/nacionais (maior incerteza).

O Projeto de Benefícios do Carbono (CBP) fornece ferramentas para projetos voltados à agricultura e silvicultura para estimar o impacto de suas atividades na mitigação das mudanças climáticas, abrangendo tanto as mudanças nos estoques de C quanto as emissões de gases de efeito estufa. As ferramentas podem ser utilizadas em todas as fases de um projeto, são gratuitas e relativamente fáceis de usar. As ferramentas estão divididas em um módulo “simples” e um módulo “detalhado” e foram desenvolvidas pela Universidade do Estado do Colorado e parceiros como parte de um projeto cofinanciado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), liderado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente do PNUMA. O módulo simplificado usa valores padrão (“padrão”) extraídos da literatura para estimar os estoques de C e as emissões de gases. No módulo detalhado, o usuário precisa inserir informações mais específicas sobre as mudanças no uso da terra e/ou nas práticas de manejo agrícola, como a quantidade de fertilizante aplicado, tipos de culturas, formas de preparo do solo, etc. Ambos os módulos do CBP geram, como em resultado, informações gerais sobre a situação avaliada e fornecem as respectivas incertezas associadas às estimativas. Tais ferramentas são úteis para a avaliação geral de projetos que, direta ou indiretamente, visam avaliar, grosso modo, os impactos de suas atividades nos estoques de C e nas emissões de gases. O próprio CBP sugere que avaliações mais precisas e baseadas em monitoramentos devem ser realizadas com dados

obtidos diretamente em condições de campo e medidos mais especificamente para cada situação avaliada a (<https://banr.nrel.colostate.edu/CBP/>).

A ferramenta EX-ACT (sigla para Ferramenta de Equilíbrio de Carbono Ex-Ante, em inglês) foi desenvolvida pela FAO para fornecer estimativas ex-ante do impacto de projetos de desenvolvimento agrícola e florestal nas emissões de gases de efeito estufa e sequestro de C, mostrando seus efeitos no equilíbrio de C. Para tanto, a ferramenta utiliza os valores padrão extraídos dos relatórios do IPCC (Tier 1) e/ou coeficientes mais específicos obtidos na literatura para algumas situações associadas a sistemas agroflorestais (Tier 2). O usuário tem acesso a um conjunto de planilhas do Excel interligadas para estimar os acúmulos ou perdas potenciais de C do solo e a emissão de GEE. Existem informações que nos permitem conhecer as incertezas associadas a essas estimativas. Semelhante às ferramentas CBP, o EX-ACT não foi projetado para fornecer informações detalhadas ou mesmo específicas para uma determinada situação. Essas ferramentas são úteis para o conhecimento geral da magnitude dos valores dos estoques de C e das emissões de GEE de atividades associadas a sistemas agrícolas e florestais (<http://www.fao.org/tc/exact/ex-act-inicio/en/>).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) classificou as abordagens metodológicas para estimativa nacional de emissões de GEE e estoques de C em três diferentes camadas (Tiers), de acordo com a quantidade de informações necessária e o grau de complexidade analítica. O Tier 1 usa os fatores de emissão padrão (“padrão”) fornecidos pelo IPCC, que é de escopo geral. Nesse sentido, de acordo com o IPCC, o método de avaliação da variação de estoque não é aplicável no contexto do Tier 1 devido aos requisitos de dados mais específicos da situação a ser avaliada. O Tier 2 é baseado na mesma abordagem metodológica do Tier 1, mas usa fatores de emissão e outros parâmetros específicos do país. Os fatores de emissão e parâmetros específicos do país são os mais apropriados a florestas, regiões climáticas e sistemas de uso da terra daquele país. Dados de atividade mais altamente estratificados podem ser necessários para a abordagem de Tier 2, para combinar fatores de emissão específicos do país e parâmetros para regiões específicas e categorias especializadas do uso da terra. No Tier 3, são usados modelos de simulação, que devem ser adaptados para atender às circunstâncias nacionais. Se devidamente implementados, os modelos de simulação podem ser combinados com sistemas de informação geográfica para cobrir extensões territoriais maiores. O progresso do Tier 1 para o Tier 3 pode representar uma redução potencial da incerteza nas estimativas das emissões de GEE e na variação nos estoques de C, mas a redução das incertezas associadas ao procedimento que demanda a coleta de amostras

em campo, análises em laboratórios especializados e cálculos dos estoques de C serão discutidas mais adiante.

Além das ferramentas mencionadas acima, vários modelos orientados a processos foram aplicados para simulações de sequestro de C no solo e emissões de GEE. Na seção a seguir, são descritos vários modelos em termos de abordagem geral e aplicações pretendidas. Em certo grau, todos os modelos revisados aqui tentam calcular as taxas de decomposição do substrato e a disponibilidade de produtos nutritivos para a produção de gases traços a partir de princípios que fundamentalmente acoplam a produção primária das plantas à decomposição dos micróbios do solo. Por exemplo, a modelagem da produção de dióxido de carbono em qualquer ecossistema agrícola requer o conhecimento da quantidade e da composição química dos resíduos vegetais cultivados, juntamente com o pH do solo, a temperatura e a variabilidade no conteúdo de água. O objetivo aqui é destacar esses tipos de semelhanças entre os sistemas de modelagem relatados, bem como os diversos recursos oferecidos pelo conjunto de modelos de simulação como um todo.

O modelo Century foi originalmente desenvolvido para auxiliar nas decisões de planejamento de terras nas Grandes Planícies dos Estados Unidos. O modelo usa um intervalo de tempo mensal para simular a dinâmica do carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S) para diferentes sistemas planta-solo. Embora o Century tenha sido originalmente desenvolvido para pradarias (Parton *et al*, 1987), a versão atual do modelo foi desenvolvida para simular diversos tipos de ecossistemas, incluindo culturas agrícolas e sistemas de floresta temperada e tropical. Os sistemas de pastagem/culturas e floresta têm diferentes submodelos de produção de plantas que estão vinculados a um submodelo comum de SOM e ciclagem de nutrientes, que já foi totalmente descrito anteriormente (Metherell *et al*, 1993, Parton *et al*, 1994). Em suma, o modelo inclui duas frações de detritos (metabólicos e estruturais) e três compartimentos da matéria orgânica do solo (MOS) (ativo, lento e passivo), que diferem em suas taxas de decomposição potencial. Além disso, existem compartimentos de resíduos que representam diferentes frações de tamanho de detritos lenhosos. O modelo também inclui variáveis de estado separadas para os isótopos de C (^{13}C , ^{14}C), permitindo o uso em estudos de traçadores. O modelo de produção de plantas florestais divide a árvore em folhas, raízes finas (<2 mm de diâmetro), galhos finos (<10 cm de diâmetro), madeiras grandes (galhos e troncos de madeira de >10 cm de diâmetro) e raízes grossas (>2 mm de diâmetro), com C e nutrientes alocados às diferentes partes da planta pelo uso de um esquema de alocação fixa. Folhas mortas e raízes finas são transferidas para os compartimentos de resíduos de superfície e de raízes e, então, alocados em compartimentos estruturais e metabólicos. Os compartimentos de galhos finos mortos, madeiras grandes e raízes grossas re-

cebem materiais de madeiras mortas dos compartimentos de galhos finos vivos, de madeiras grandes e de raízes grossas, respectivamente. Cada compartimento de madeira morta tem uma taxa de decomposição específica. Os compartimentos de madeira morta se decompõem da mesma forma que o pool de resíduos estruturais, com a lignina indo para o compartimento lento e a fração de não lignina indo para o compartimento ativo (Metherell *et al*, 1993). No submodelo MOS e de ciclagem de nutrientes, o compartimento ativo representa a biomassa microbiana e metabólitos que mudam de forma relativamente rápida (escalas de tempo anuais), o compartimento lento consiste em constituintes da MOS parcialmente estabilizados com um tempo de renovação intermediário (na ordem de décadas), enquanto o compartimento passivo representa materiais recalcitrantes que mudam em escalas de tempo de séculos. Compartimentos separados para localizações de superfície vs solo são mantidos para as duas frações de detritos e o compartimento ativo, enquanto os compartimentos lento e passivo são representados apenas no solo. Vários fatores ambientais (por exemplo, temperatura e umidade), a qualidade dos detritos, a textura do solo e as atividades de manejo afetam os parâmetros que controlam as taxas de decomposição e os coeficientes que governam o fluxo de C, N, S e P entre os compartimentos da MOS.

O modelo Rothamsted Carbon (RothC) foi idealizado e criado para prever como o uso da terra e as opções de práticas de manejo afetariam a dinâmica da MOS no experimento histórico (um dos mais antigos experimentos de longo prazo em todo o mundo) localizado em Rothamsted Station, Reino Unido. O modelo RothC (descrito em detalhes por Jenkinson *et al*, 1992; e Coleman *et al*, 1997) prevê a renovação de C orgânico em solos de terras altas não alagados de acordo com o tipo de solo, temperatura, teor de umidade e cobertura vegetal. Ele usa uma etapa de tempo mensal para calcular o C total, o C da biomassa microbiana e o C Delta14 em uma escala de tempo de anos a séculos. Nesse modelo, o C orgânico do solo é dividido em quatro frações ativas e uma pequena fração de matéria orgânica inerte (IOM). As quatro frações ativas são: material vegetal decomposto (DPM), material vegetal resistente (RPM), biomassa microbiana (BIO) e matéria orgânica humificada (HUM). Cada fração se decompõe por um processo de primeira ordem com sua própria taxa característica. A fração IOM é resistente à decomposição. O modelo RothC se preocupa unicamente com os processos do solo e não contém um submodelo para a produção de plantas, como o modelo CENTURY (Parton *et al*, 1987). A principal vantagem do modelo RothC é que ele roda em dados que estão prontamente disponíveis (Smith *et al*, 1997).

O Terrestrial Ecosystem Model (TEM) é um modelo de ecossistemas baseado em processos bem documentado que usa informações espacialmente referenciadas sobre clima, altitude, solos, vegetação e disponibilidade de água para fazer estimativas de vegetação e compartimentos e fluxos de C e N no solo (McGuire

et al, 1992; Melillo *et al*, 1993; Tian *et al*, 2008). No TEM, a produção primária líquida (NPP) é calculada como a diferença entre a produção primária bruta (GPP) e a respiração da planta (RA). O GPP representa a absorção de CO₂ atmosférico durante a fotossíntese e é influenciado pela disponibilidade de luz, concentração de CO₂ atmosférico, temperatura e disponibilidade de água e nitrogênio. A respiração da planta inclui a respiração de manutenção e de construção e é calculada em função da temperatura e do C da vegetação. O armazenamento líquido anual de C (também conhecido como produção líquida do ecossistema ou NEP) é calculado no TEM como a diferença entre a produção primária líquida (NPP) e a respiração heterotrófica. O fluxo da respiração heterotrófica representa a decomposição microbiana da matéria orgânica em um ecossistema e é influenciado pela quantidade de C orgânico reativo do solo, da temperatura e da umidade do solo. O TEM foi estruturado para simular mudanças nos estoques de C e N associadas à cobertura e ao uso da terra, como as que ocorrem atualmente no bioma amazônico. O TEM é usado para explorar os efeitos da variabilidade climática interanual no armazenamento de C em ecossistemas amazônicos (Tian *et al*, 2008). Nesses estudos, as previsões do TEM foram testadas em relação às medições de campo feitas na Amazônia. Os resultados do TEM estavam em razoável concordância com as estimativas de medição de (1) NEP de curto prazo e específico ao local; e (2) estimativas baseadas em campo dos estoques regionais de C na vegetação e nos solos. Em três locais na Amazônia, duas florestas e um cerrado, a técnica de covariância de vórtices turbulentos foi usada para estimar a troca líquida de C entre esses ecossistemas e a atmosfera.

O modelo NASA-CASA inclui interações de controles de fluxos de gases traços: disponibilidade de substrato de nutrientes, umidade do solo, temperatura, textura e atividade microbiana. O modelo foi projetado para simular padrões diários e sazonais na fixação de C, alocação de nutrientes, queda de detritos e mineralização de nitrogênio do solo, bem como da troca de CO₂, além da produção de N₂O e NO e o consumo de CH₄ (Potter *et al*, 2001a, 2001b). A fração da produção primária líquida (NPP), definida como fixação líquida de CO₂ pela vegetação, é calculada com base na eficiência do uso da luz. A nova produção de biomassa vegetal é estimada como um produto da radiação fotossinteticamente ativa interceptada (IPAR) e um termo de eficiência de utilização da luz que é modificado pela temperatura e umidade do solo. A temperatura diária da superfície do ar, a irradiância e a precipitação regulam os resultados modelados do NPP, usando imagens mensais de um índice de cobertura vegetal do sensor de satélite AVHRR (Radiômetro Avançado de Resolução Muito Alta, em inglês) ou do sensor do satélite NASA MODIS para estimar as mudanças nas propriedades da cobertura foliar na superfície da terra (Potter *et al*, 2001b). Para o componente C e N do solo, o projeto NASA-CASA é comparável a uma versão razoavelmente simplificada do modelo de ecossistema CENTURY (Parton *et al*, 1994), que simula o ciclo de C e N com

um conjunto de equações de diferenças compartmentais. As taxas de emissão previstas de NO e N₂O dos solos são simuladas com uma aplicação simplificada de um modelo conceitual de “tubo vazado”. Os principais fatores de controle usados nesse esquema de tubulação com vazamento são as taxas brutas de mineralização de N e um índice de espaço de poros cheios de água.

O modelo de desnitrificação-decomposição (DNDC) é um modelo de simulação orientado a processos da biogeoquímica do solo C e N (Li *et al*, 1992; Li 2000). No DNDC, o C orgânico do solo reside em quatro grandes compartimentos: resíduos de planta ou detritos, biomassa microbiana, húmus ativo e húmus passivo. O modelo contém quatro submodelos interativos: a) submodelo termo-hidráulico que usa as propriedades físicas do solo, a temperatura do ar e dados de precipitação para calcular a temperatura do solo e perfis de umidade e fluxos de água no solo ao longo do tempo; b) submodelo de desnitrificação que calcula as taxas de desnitrificação por hora e a produção de N₂O e N₂ durante os períodos em que o solo tem mais de 40% de espaço de poros cheios de água; c) submodelo de decomposição que calcula a decomposição diária, a nitrificação, a amônia, processos de volatilização e a produção de CO₂ (respiração microbiana do solo); d) submodelo de crescimento da planta que calcula a respiração radicular diária, a absorção de N pelas plantas e o crescimento da planta.

O modelo genérico de decomposição e rendimento (G'DAY) é um modelo vinculado de planta-solo que incorpora o modelo de decomposição de matéria orgânica Century (Comins e McMurtrie, 1993). O submodelo de plantas no G'DAY representa o conteúdo de C e N na folhagem, em madeiras (incluindo caules, galhos e raízes grossas) e raízes finas. O submodelo de solos contém quatro compartimentos de detritos de C e N (estrutural e metabólico, tanto acima quanto abaixo do solo) e três pools de SOM de C e N (ativo, lento e passivo). Os processos representados incluem a assimilação de C pelas plantas, a absorção de N pelas plantas, a alocação, a senescência de tecidos e a reabsorção de N, os detritos e a decomposição da MOS, a mineralização e a imobilização de N no solo, a entrada de N por deposição atmosférica, a fixação biológica e a fertilização química e a perda de N por lixiviação ou emissão gasosa.

Sistema de modelagem de carbono GEFSOC-Soil, patrocinado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente das Nações Unidas (GEF) (Milne *et al*, 2007), é um sistema construído para proporcionar a cientistas, gestores de recursos naturais, analistas de políticas e outros interessados as ferramentas necessárias para conduzir inventários de C do solo em escala regional e nacional. O sistema se destina a permitir que os usuários avaliem os efeitos da mudança do uso da terra nos estoques de C do solo, na fertilidade do solo e no potencial de sequestro de C no solo. O sistema GEFSOC conduz essa análise usando três modelos e métodos

bem conhecidos: i) o modelo de ecossistema geral Century; ii) o modelo de decomposição de C do solo RothC; e iii) o método IPCC para avaliar o C do solo em escalas regionais (Easter *et al*, 2007).

Por fim, pode-se dizer que as abordagens aqui apresentadas são úteis para o conhecimento geral dos valores dos estoques de C e das emissões de GEE. Os resultados destes modelos, geralmente apresentam altas incertezas associadas, uma vez que o objetivo dessas ferramentas é proporcionar informações genéricas. Esta abordagem é mais aplicável a contextos de inventários e estimativas mais amplos antes de um determinado projeto/ação ter sido realmente implementado (ou seja, "ex-ante"). Portanto, para a quantificação de situações específicas de mudanças no uso da terra e/ou em práticas de manejo agrícola e monitoramento adequado das mudanças nos estoques de C e emissões de GEE, é altamente recomendável que a avaliação seja baseada em dados obtidos de amostras coletadas em condições reais de campo, conforme proposto pelo IPCC (2019b).

2 Potencial sequestro de C do solo pela adoção de práticas de manejo sustentáveis

Nesta terceira seção, é apresentada a cobertura do uso do solo nas Américas, com ênfase nos principais usos do solo, como a vegetação natural, pastagens e áreas agrícolas. O mapa de usos de terras oferece um panorama completo das Américas, possibilitando uma orientação estratégica em larga escala sobre onde e que tipo de soluções baseadas na natureza podem ser priorizadas para promover o sequestro de C do solo. Certamente, devem ser empenhados esforços futuros para detalhar essas informações em âmbito regional e local.

Cobertura do uso da terra nas Américas

O uso da terra nas Américas é bastante diversificado, variando das áreas cobertas com neve na América do Norte a florestas tropicais na América Central e do Sul (**Figura 6**). Dentre os diferentes usos do solo com florestas no continente, as áreas classificadas como florestas abertas ($11,46 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 1,146 bilhões/ha) são superiores às áreas sob florestas fechadas ($10,57 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 1,057 bilhões/ha). Para florestas fechadas e abertas, as árvores de folhas agulhas perenes e folhas largas perenes são as mais representativas desses usos de terra, com $7,16 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 0,716 bilhões/ha e $7,44 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 0,744 bilhões/ha, respectivamente (**Tabela 1**).

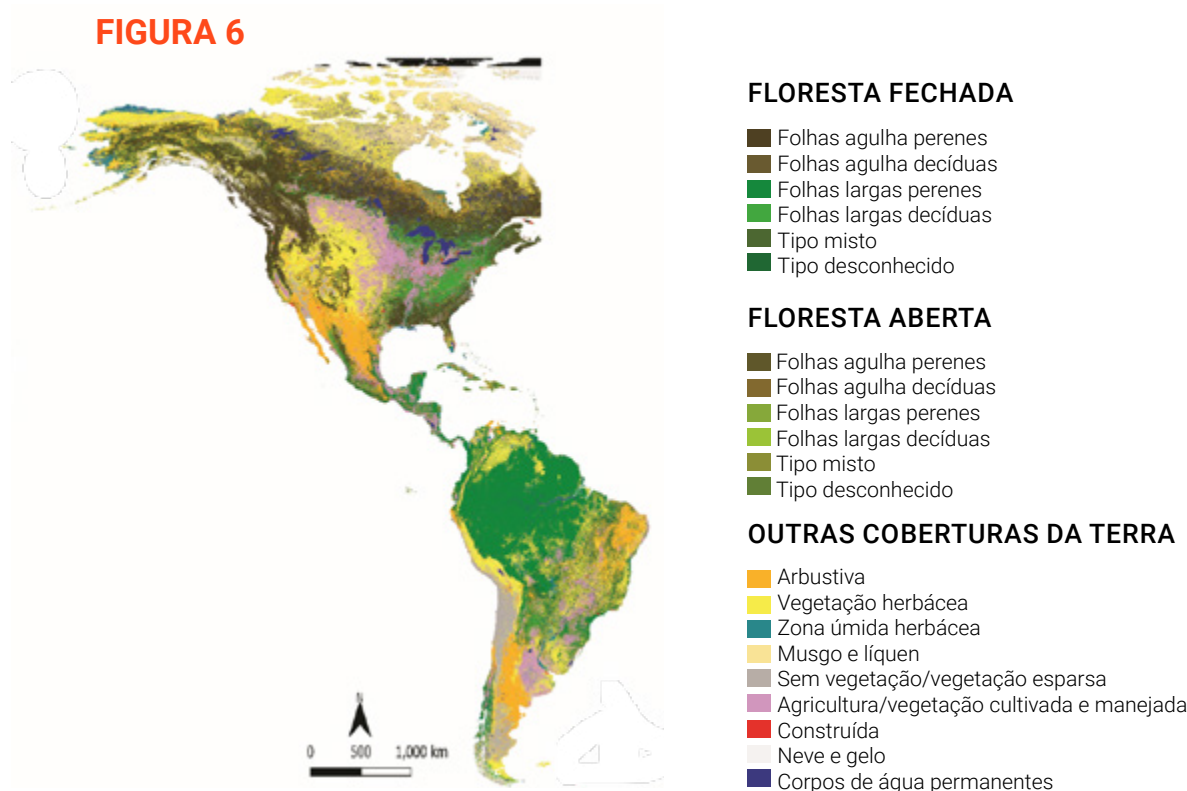


Figura 6. Uso do solo no continente americano.

Fonte: mapa construído com base em dados de Global Land Cover (<https://lcviewer.vito.be/2015>).

A área total de pastagens nas Américas é três vezes maior do que a área classificada como agrícola, respondendo por $9,05 \text{ km}^2 \times 10^6$ (905 milhões de ha). É importante ressaltar que as pastagens são o principal uso do solo “antrópico”, onde esse uso do solo representa 20% da área total dos demais usos de solo nas Américas. Semelhante à área de uso da terra em agricultura, as áreas de

pastagem estão predominantemente concentradas na América do Norte ($3,94 \text{ km}^2 \times 10^6$), América do Sul ($3,64 \text{ km}^2 \times 10^6$) e Caribe ($0,04 \text{ km}^2 \times 10^6$), a diferença é que a América Central tem a menor área de pastagem ($0,01 \text{ km}^2 \times 10^6$). Os cinco principais países, com relação à quantidade de áreas de pastagens nas Américas em ordem decrescente, são: Estados Unidos da América ($2,84 \text{ km}^2 \times 10^6$), Brasil ($1,94 \text{ km}^2 \times 10^6$), Canadá ($1,80 \text{ km}^2 \times 10^6$), Argentina ($0,85 \text{ km}^2 \times 10^6$) e México ($0,45 \text{ km}^2 \times 10^6$).

TABELA 1. ÁREAS DE USO DA TERRA NAS AMÉRICAS

COBERTURA DA TERRA	ÁREA ($\text{KM}^2 \times 10^6$)
FLORESTA FECHADA	
Folhas agulha perenes	7,16
Folhas agulha decíduas	1,2
Folhas largas perenes	-
Folhas largas decíduas	0,56
Tipo misto	1,65
Tipo desconhecido	-
FLORESTA ABERTA	
Folhas agulha perenes	0,19
Folhas agulha decíduas	0,52
Folhas largas perenes	7,44
Folhas largas decíduas	0,01
Tipo misto	3,3
Tipo desconhecido	-
OUTRAS COBERTURAS DA TERRA	
Arbustiva	4,11
Vegetação herbácea	7,63

Zona úmida herbácea	0,59
Musgo e líquen	1,1
Suelo desnudo/vegetación escasa	1,42
Sem vegetação/vegetação esparsa	3,4
Arroz	0,06
Soja	0,91
Milho	0,72
Trigo	0,35
Cana-de-açúcar	0,14
Café	0,05
Prado	9,05
Construída	0,24
Neve e gelo	0,25
Corpos de água permanentes	1,47

Fonte: dados de Global Land Cover (<https://lcviewer.vito.be/2015>) e FAO (2019).

As terras agrícolas (terras cultiváveis) estão entre as menores áreas de uso de terra no continente, respondendo por $3,40 \text{ km}^2 \times 10^6$ (340 milhões de ha). Essas áreas representam apenas 8% da área total dos outros usos de terra ($45,04 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 4,504 bilhões/ha). As terras agrícolas estão localizadas predominantemente na América do Norte ($2,03 \text{ km}^2 \times 10^6$; **Figura 7**). As Américas do Sul e Central têm $1,21$ e $0,14 \text{ km}^2 \times 10^6$, respectivamente, enquanto o Caribe tem a menor área ($0,02 \text{ km}^2 \times 10^6$). Entre os cultivos, os anuais como a soja ($0,91 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 91 milhões de ha), milho ($0,72 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 72 milhões de ha) e trigo ($0,35 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 35 milhões de ha) são os mais cultivados nas Américas. Os Estados Unidos permanecem como os maiores produtores de milho ($0,33 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 33 milhões de ha) e de trigo ($0,15 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 15 milhões de ha), enquanto o Brasil

($0,36 \text{ km}^2 \times 10^6$ a 36 milhões de ha) é o maior produtor de soja. A cana-de-açúcar, como cultura semiperene, é cultivada em aproximadamente 14 milhões de ha, dos quais 10 milhões de ha estão concentrados no Brasil. Outros países produtores de cana-de-açúcar são: México, Colômbia e Estados Unidos. Entre as culturas perenes, o café ocupa a maior área produtora do continente (5 milhões de ha). O café é amplamente distribuído entre os países latino-americanos, como o Brasil, a Colômbia, Honduras, o México, o Peru, a Bolívia, a Costa Rica, a Guatemala, o Equador e a Nicarágua, entre outros.

FIGURA 7

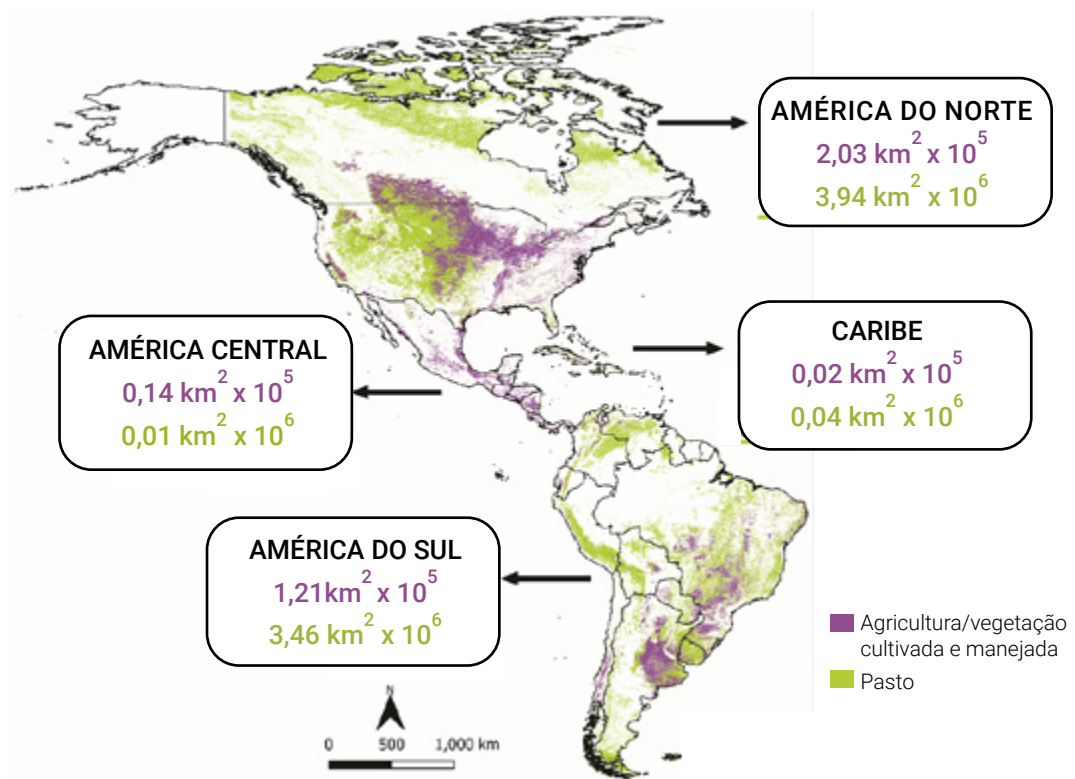


Figura 7. Culturas e pastagens nas regiões da América do Norte, Central, do Sul e Caribe. Fonte: mapa criado com base em dados de Global Land Cover (<https://lcviewer.vito.be/2015>).

Mapa atual do estoque de carbono do solo (0-30 cm)

A diversidade de uso e manejo da terra, tipos de solo e condições climáticas se reflete na ampla variabilidade do estoque de C do solo nas Américas (**Figura 8**). Por isso, tratar as avaliações do estoque de C do solo separadamente pode ser a maneira mais indicada de analisar as mudanças de C em todo o hemisfério. Os resultados mostraram que a América Central e o Caribe apresentam as maiores médias de estoque de C do solo, representando $63,30$ e $61,35 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente (**Figura 10 e Figura 11**). Por outro lado, as Américas do Norte e do Sul apresentaram estoques de C no solo semelhantes, de $53,91$ e $48,11 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente (**Figura 9 e Figura 12**). É importante destacar que, na América do Sul (**Figura 12**) o estoque de C do solo ficou abaixo da média encontrada para todas as Américas ($51,28 \text{ Mg ha}^{-1}$), conforme pode ser observado na **Figura 8**.

FIGURA 8

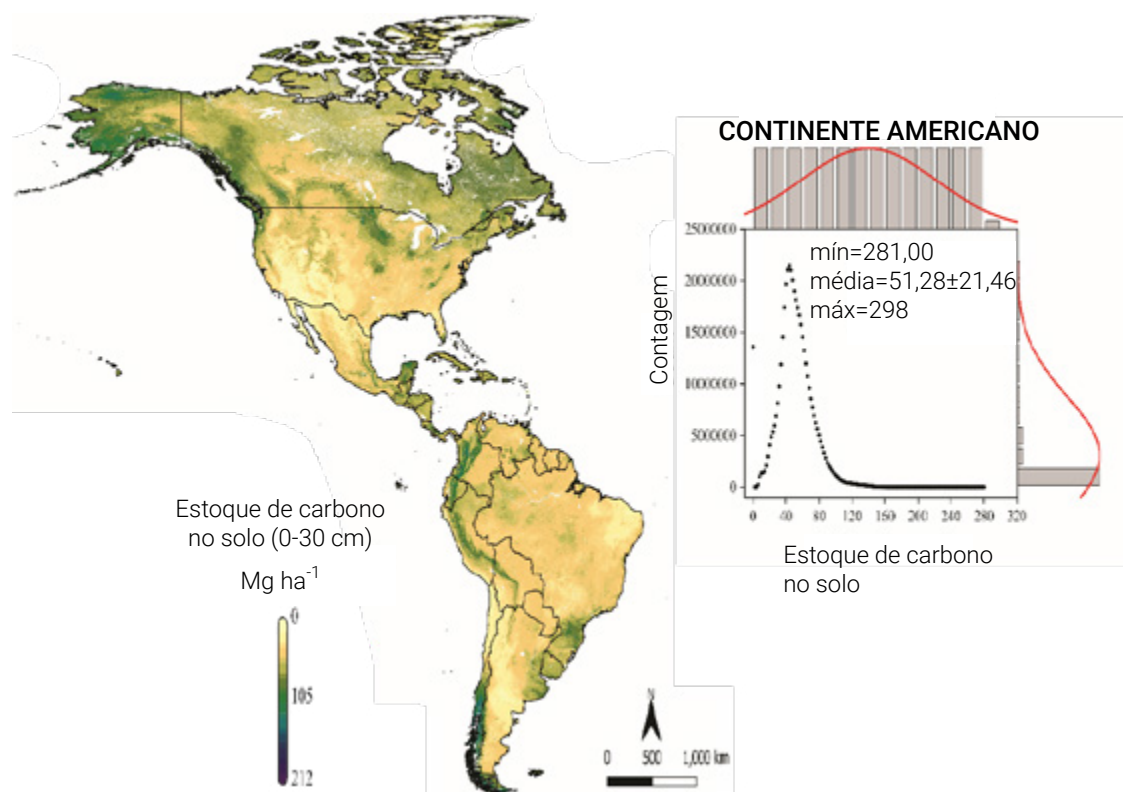


Figura 8. Espacialização e distribuição dos estoques de C no solo nas Américas.
Fonte: mapa integrado baseado em dados de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

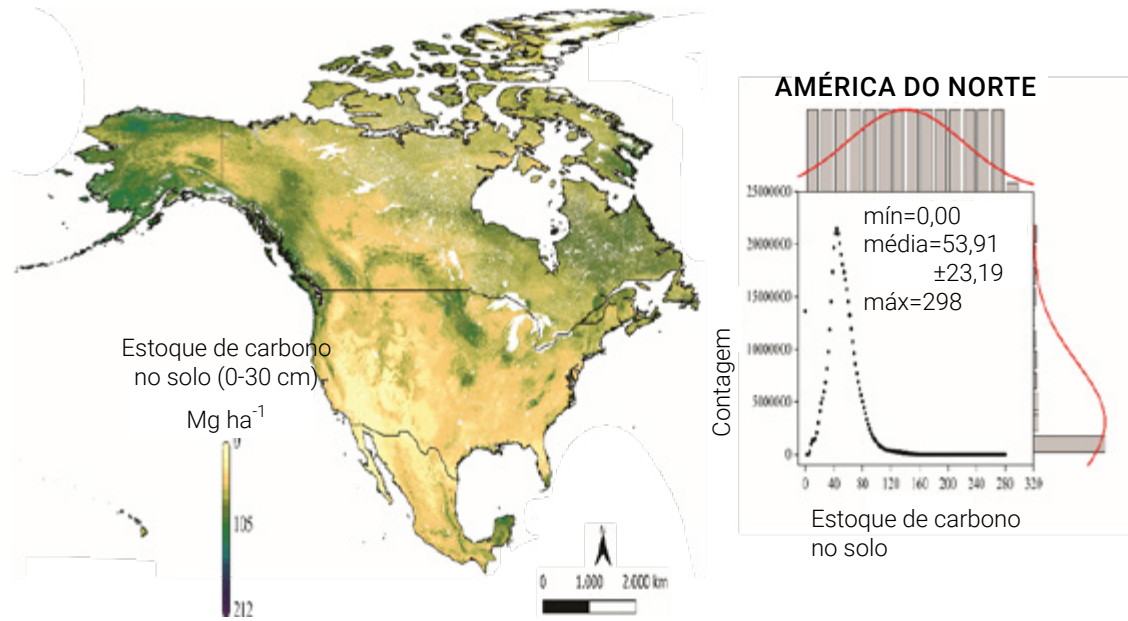
FIGURA 9

Figura 9. Espacialização e distribuição dos estoques de C no solo na América do Norte.
 Fonte: mapa integrado baseado em dados de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

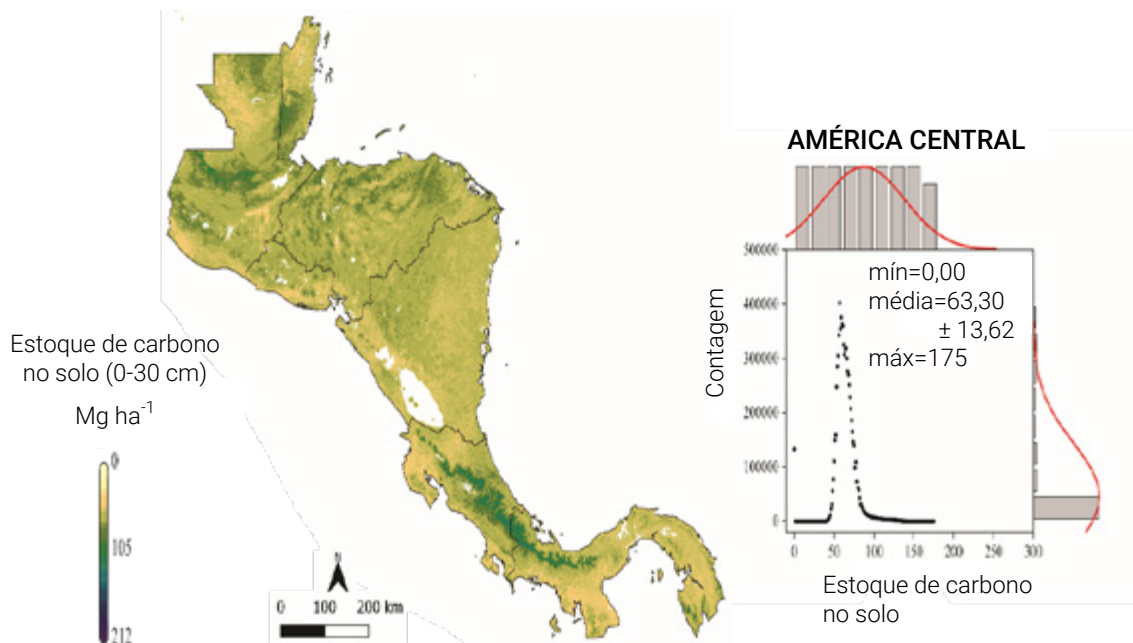
FIGURA10

Figura 10. Espacialização e distribuição dos estoques de C no solo na América Central.
 Fonte: mapa integrado baseado em dados de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

FIGURA 11

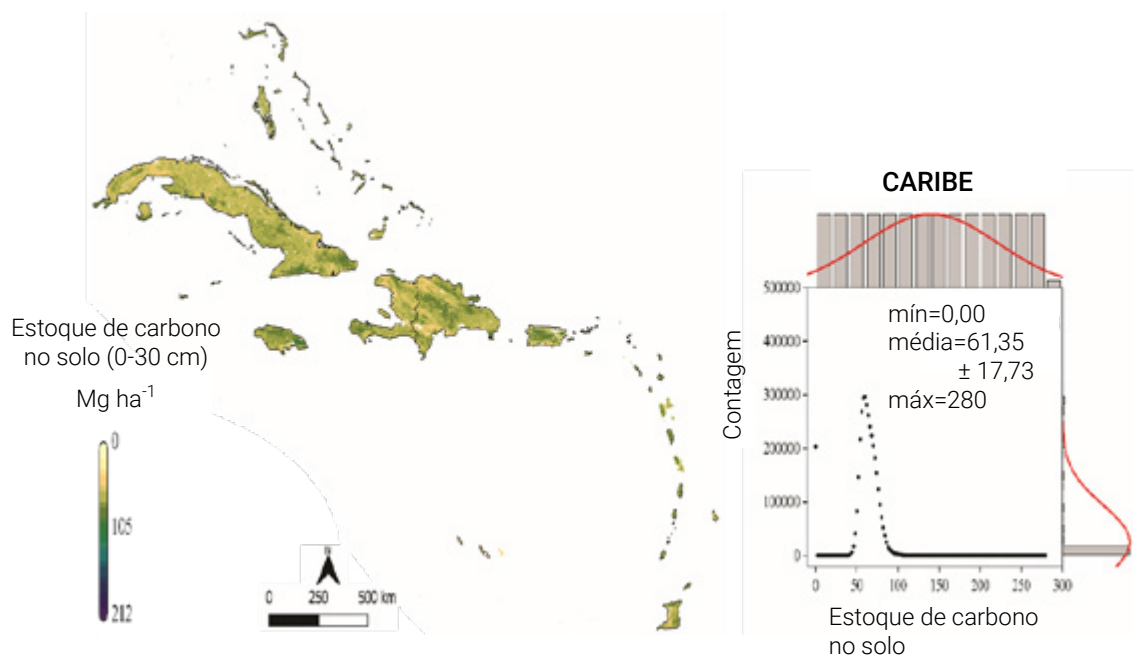


Figura 11. Espacialização e distribuição dos estoques de C no solo no Caribe.
 Fonte: mapa integrado baseado em dados de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

FIGURA 12

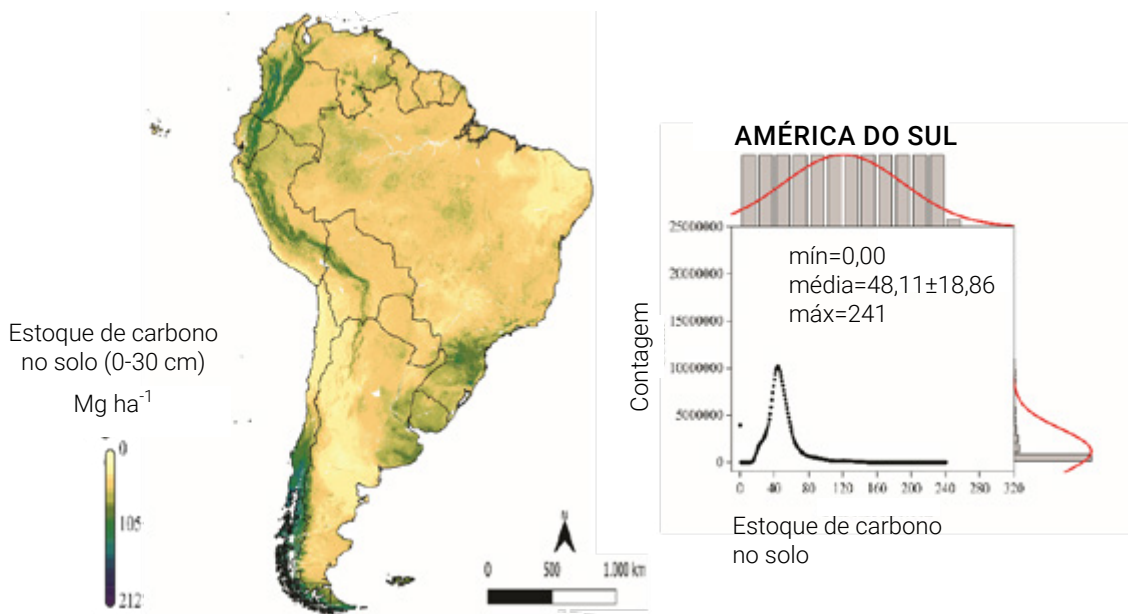


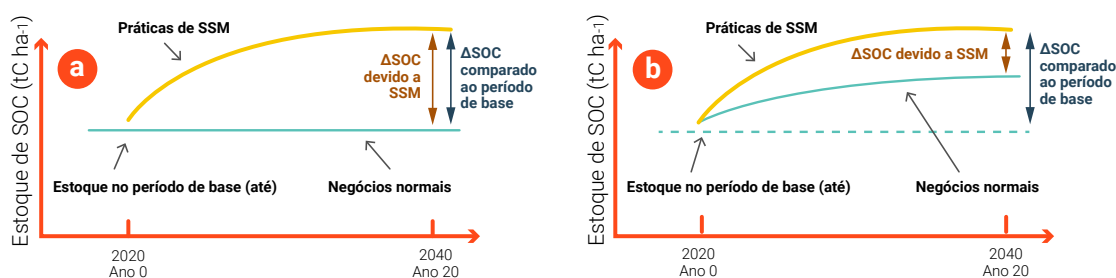
Figura 12. Espacialização e distribuição dos estoques de C no solo na América do Sul.
 Fonte: mapa integrado baseado em dados de Soil Grids (<https://soilgrids.org/>).

Um estudo recente estima que os estoques globais de C em solos agrícolas são responsáveis por 132 Pg, considerando a profundidade do solo de 0-30 cm (Zomer *et al*, 2017). Entre as diferentes regiões do mundo, a América do Norte apresentou os maiores estoques de C no solo (28,07 Pg). Por contraste, regiões como a América Central têm quantidades muito baixas de C do solo (1,22 Pg), além do alto estoque de C por hectare. Além disso, este estudo aponta que, apesar da América do Sul ter uma grande quantidade de terras cultiváveis, essa região é responsável por apenas uma proporção moderada dos estoques de C do solo (9,42 Pg C). Juntos, as informações apresentadas por esses autores e os dados analisados no presente estudo revelaram um grande potencial de acúmulo de C no solo nas Américas.

Práticas de manejo sustentável para sequestro de C do solo

Práticas sustentáveis de manejo do solo são adotadas com o objetivo de aumentar os estoques de C do solo e os serviços ecossistêmicos associados. No entanto, a direção e a magnitude das mudanças induzidas nos estoques de C do solo dependem das condições iniciais de C do solo (linha de base), das condições do solo e do clima e, particularmente, do equilíbrio de C (isso é, entradas de C/saídas de C). As práticas de manejo sustentável elegíveis que incrementam os estoques de C do solo em comparação com as práticas normais de negócios (já adotadas pelo agricultor) podem ser representadas pelos quatro cenários (**Figura 11**): a) áreas onde os estoques de C do solo atingiram o equilíbrio e onde é possível aumentar os níveis pelo manejo sustentável do solo (SSM); b) áreas onde os estoques de C do solo estão aumentando, mas podem ser aumentados ainda mais pelo SSM; c) áreas onde os estoques de C do solo estão diminuindo e é possível parar ou mitigar as perdas nos estoques de C do solo pelo SSM; e d) áreas onde os estoques de C do solo estão diminuindo e é possível reverter essa queda pelo SSM (FAO, 2020).

FIGURA 13



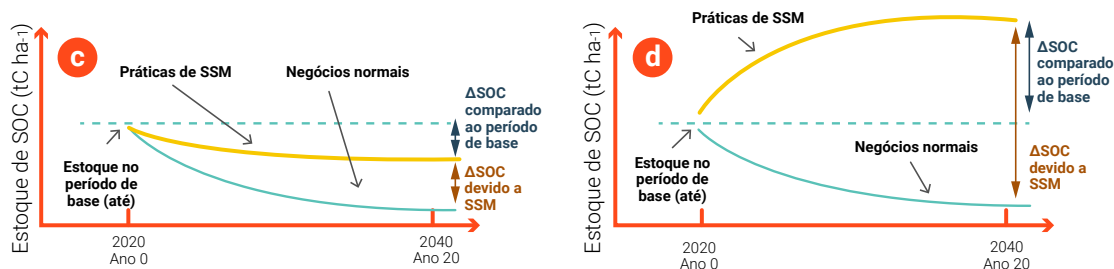


Figura 13. Evoluções teóricas de C orgânico do solo em um cenário de equilíbrio (BAU) e após a adoção de práticas de Gestão Sustentável do Solo (SSM). Isso representa: a) terras onde os níveis de SOC atingiram o equilíbrio e é possível aumentar os níveis por SSM; b) terras onde o SOC está aumentando, mas pode ser aumentado ainda mais pelo SSM; c) terras onde o SOC está diminuindo e é possível interromper ou mitigar as perdas nos níveis de SOC; ou d) mesmo reverter essa queda pelo SSM.

Fonte: FAO (2020)

Uma visão geral do acúmulo potencial de C no solo nas Américas pela adoção de práticas de manejo sustentável em larga escala em pastagens e áreas de cultivo é apresentada na **Tabela 2**. A pastagem é o maior uso da terra agrícola, respondendo por aproximadamente 900 Mha nas Américas. No entanto, a maior parte da área de pastagem é mal manejada, degradada ou está em algum estágio de degradação. Portanto, a recuperação de pastagens é uma das soluções mais promissoras para sequestrar C e mitigar as mudanças do clima (**Figura 12 a-b**). Assumindo um cenário conservador, estimamos quanto C pode ser acumulado nos solos em 20 anos com a implementação de práticas de manejo sustentáveis para recuperar 40% das áreas de pastagem atuais. Propomos a mesma meta de recuperação de pastagens (40%) para todos os países da região, independentemente do tamanho da área de pastagem e das condições de manejo. A nossa estimativa mostrou um potencial geral de acúmulo de C no solo por recuperação de pastagens no continente americano de 1,792 Tg C (1,782 Pg C), variando de 717 a 2.868 Tg (0,717 a 2,868 Pg C) para 0-30 cm. O maior potencial de acúmulo de C em pastagens é observado na região da América do Norte e do Sul, principalmente em países como EUA, Canadá, Brasil, Argentina e México. No entanto, como as pastagens são abundantes e amplamente distribuídas pelo continente (**Figura 7**), quase todos os países têm o potencial de sequestrar C no solo e contribuir em algum nível para mitigar as mudanças climáticas. Além disso, o manejo de recuperação de pastagens também melhora a saúde do solo, a produtividade da terra (produção de alimentos) e, conseqüentemente, a renda do agricultor. Com base nisso, defendemos que a recuperação de pastagens deve ser priorizada nas agendas de clima e sustentabilidade dos países nas próximas décadas.

Em áreas agrícolas, a adoção de práticas conservacionistas, como o sistema plantio direto é o método mais difundido para aumentar os estoques de C do solo (**Figura 12 c-d**). No entanto, o cultivo convencional ainda é o sistema predominantemente adotado nas áreas agrícolas americanas. Nesse cenário, estimamos quanto C poderia ser acumulado no solo com a expansão do plantio direto em 50% da área atualmente cultivada com as principais culturas anuais (milho, soja, trigo e arroz). Os resultados mostraram que o potencial para o continente americano é, em média, de 888 Tg C (0,888 Pg C), variando de 529 a 1.247 Tg (0,717 a 1,247 Pg C) para a profundidade de 0-60 cm. Países como os EUA e o Brasil têm maior potencial para acumular C nos solos agrícolas, mas dentro de todas as regiões americanas, muitos países têm potencial para acumular C e contribuir para melhorar a saúde do solo e mitigar as mudanças do clima (**Tabela 2**).

FIGURA 14



Figura 14. Pastagens sob processos de degradação (a) e com a adoção de práticas de manejo sustentável (b) no estado de Mato Grosso, Brasil, e cultivo de soja sobre cobertura morta de braquiária em campo de plantio direto no estado do Mato Grosso, Brasil (c), e áreas de plantio direto com lavouras de cobertura no estado de Buenos Aires, Argentina . Fotos: Júnior Melo Damian, Rodrigo Trevisan, Alberto Peper.

Com base na estimativa, adotando práticas de manejo sustentável (por exemplo, recuperação de pastagens e práticas conservacionistas), o acúmulo potencial de C no solo é de cerca de **2.68 Pg C (1,25 a 4,11 Pg C)**, representando um total de **9,81 Pg CO₂eq. (4,56-15,06 Pg CO₂eq) em 20 anos**. Em geral, os resultados mostram que o acúmulo anual de C em solos de pastagem e agrícolas têm o potencial de compensar **7,9% (3,7 a 12,2%)** das emissões de GEE antropogênicas líquidas globais anuais derivadas da agricultura² e **4,1% (1,9 a 6,3%)** do total de emissões de GEE antropogênicas líquidas globais anuais provenientes da agricultura, florestas e outros usos de terras (AFOLU)³.

1. As emissões de GEE globais anuais atribuídas à agricultura são de 6,2 (± 1,4) Pg CO₂eq, de acordo com o IPCC (2019a).

2. As emissões de GEE globais anuais atribuídas a AFOLU são de 12 (± 2,9) Pg CO₂eq, de acordo com o IPCC (2019a).

TABELA 2. Potencial acúmulo de C no solo devido à adoção de práticas de manejo sustentável (PMS) em larga escala em áreas de pasto e de cultivo nos países das Américas.

ZONA	PAÍS	ÁREA (MILHÕES DE HA – MHA)*					ACÚMULO DE C NO SOLO POR PMS (TG C)					
		PASTAGEM	CULTIVO				RECUPERAÇÃO DE PASTAGEM [§]			LAVOURA DE CONSERVAÇÃO [¶]		
			ARROZ	SOJA	MILHO	TRUGO	LIMITE INFERIOR	MÉDIA	LIMITE SUPERIOR	LIMITE INFERIOR	MÉDIA	LIMITE SUPERIOR
AMÉRICA DO NORTE	Estados Unidos da América	283,95	1,18	35,45	32,89	16,03	227,16	567,9	908,64	217,76	365,53	513,3
	Canadá	180,46	-	2,54	1,43	9,88	144,37	360,92	577,47	35,25	59,18	83,1
	México	44,97	0,05	0,19	7,12	0,54	35,98	89,94	143,9	20,1	33,73	47,37
	Subtotal	509,38	1,23	38,18	41,44	26,45	407,5	1.018,76	1.630,02	273,11	458,44	643,77
AMÉRICA CENTRAL	Belize	0,2	>0,01	0,01	0,02	-	0,16	0,4	0,64	0,1	0,17	0,24
	Costa Rica	0,27	0,04	-	>0,01	-	0,22	0,54	0,86	0,13	0,21	0,3
	Guatemala	0,43	>0,01	0,02	0,92	>0,01	0,34	0,86	1,38	2,44	4,1	5,76
	Honduras	0,47	0,02	>0,01	0,39	>0,01	0,38	0,94	1,5	1,09	1,84	2,58
	Nicarágua	0,61	0,07	>0,01	0,28	-	0,49	1,22	1,95	0,92	1,54	2,16
	Panamá	0,2	0,1	>0,01	0,05	-	0,16	0,4	0,64	0,41	0,68	0,96
	El Salvador	0,03	>0,01	>0,01	0,27	-	0,02	0,06	0,1	0,74	1,24	1,74
	Subtotal	2,21	0,26	0,07	1,94	0,02	1,77	4,42	7,07	5,83	9,78	13,74

CARIBE	Haiti	0,24	0,06	-	0,4		0,19	0,48	0,77	1,17	1,97	2,76
	Cuba	0,19	0,13	-	0,14		0,15	0,38	0,61	0,69	1,15	1,62
	República Dominicana	0,33	0,19	-	0,03		0,26	0,66	1,06	0,56	0,94	1,32
	Jamaica	0,02	0	-	>0,01		0,02	0,04	0,06	0,03	0,04	0,06
	Porto Rico	0,04	>0,01	-	>0,01		0,03	0,08	0,13	0,05	0,09	0,12
	Trinidad e Tobago	0,05	0,01	-	0,01		0,04	0,1	0,16	0,05	0,09	0,12
	Montenegro	0,35	-	-	0,01	0,01	0,28	0,7	1,12	0,05	0,09	0,12
	Guadeloupe	>0,01	-	-			0,01	0,02	0,03	0	0	0
	Bahamas	0,18	-	-	0,01	0,01	0,14	0,36	0,58	0,05	0,09	0,12
	Barbados	>0,01	-	-	0,01		0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06
	Santa Lúcia	>0,01	-	-	0		0,01	0,02	0,03	0	0	0
	Granada	>0,01	-	-	0,01		0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06
	São Vicente e Grenadinas	>0,01	0	-	0,01		0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06
	Aruba	0	-	-			0	0	0	0	0	0
	Ilhas Virgens dos Estados Unidos	>0,01	-	-		-	0,01	0,02	0,03	0	0	0
	Antígua e Barbuda	>0,01	-	-	>0,01	-	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06
	Dominica	>0,01	-	-	>0,01	-	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,06
	Ilhas Cayman	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
	Saint Kitts e Nevis	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
	San Martín	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
Ilhas Turcas e Caicos	>0,01	-	-	-	-	0,01	0,02	0,03	0	0	0	
Ilhas Virgens Britânicas	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	
Anguila	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	
Montserrat	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	
Subtotal	1,49	0,4	0	0,67	0,02	1,19	2,98	4,77	2,77	4,66	6,54	

AMÉRICA DO SUL	Guiana	1,51	0,17	0	> 0,01	-	1,21	3,02	4,83	0,46	0,77	1,08
	Guiana Francesa	> 0,01	-	-	-	-	0,01	0,02	0,03	0	0	0
	Peru	32,83	0,44	0,01	0,46	0,13	26,26	65,66	105,06	2,65	4,44	6,24
	Paraguai	3,58	0,14	3,51	1,07	0,43	2,86	7,16	11,46	13,11	22	30,9
	Suriname	0,14	0,06	> 0,01	> 0,01	-	0,11	0,28	0,45	0,2	0,34	0,48
	Uruguai	10	0,16	1,1	0,07	0,19	8	20	32	3,87	6,49	9,12
	Venezuela	19,59	0,17	> 0,01	0,44	0,01	15,67	39,18	62,69	1,6	2,69	3,78
	Argentina	85,14	0,2	16,32	7,14	5,82	68,11	170,28	272,45	75,04	125,96	176,88
	Bolívia	17,17	0,17	1,36	0,46	0,2	13,74	34,34	54,94	5,57	9,36	13,14
	Brasil	193,58	1,87	34,78	16,13	2,08	154,86	387,16	619,46	139,64	234,4	329,16
	Chile	8,89	0,03	0	0,09	0,24	7,11	17,78	28,45	0,92	1,54	2,16
	Colômbia	8,95	0,53	0,03	0,39	> 0,01	7,16	17,9	28,64	2,44	4,1	5,76
	Equador	1,78	0,3	0,02	0,37	> 0,01	1,42	3,56	5,7	1,78	2,99	4,2
	Subtotal	383,17	4,24	57,15	26,64	9,12	306,54	766,34	1.226,14	247,29	415,1	582,9
AMÉRICA	Total	896,25	6,13	95,4	70,69	35,61	717	1.792,50	2.868,00	529,01	887,98	1.246,95

*A área de pastagem e as principais culturas anuais são baseadas em dados disponíveis de 2019 em FAOSTAT (<http://www.fao.org/faostat/en/#data>)

§O cenário de recuperação de pastagens considerou a recuperação de 40% da área de pastagem atual (linearmente entre os países). A taxa de acúmulo do estoque de C no solo usada na estimativa foi de 0,25 Mg C ha⁻¹ (0,10 a 0,40 Mg C ha⁻¹), com base em dados compilados de 89 estudos realizados por Conant *et al*, (2017). O intervalo de tempo considerado para atingir o estado estacionário foi de 20 anos (IPCC, 2014).

‡ O cenário para adoção da lavoura de conservação (plantio direto) considerou a conversão de 50% da área de cultivo atual da lavoura convencional para o plantio direto (linearmente entre os países). A taxa de acúmulo do estoque de C no solo usada na estimativa foi de 0,42 Mg C ha⁻¹ (0,25 a 0,59 Mg C ha⁻¹) com base em dados compilados de 121 estudos realizados por Nicoloso e Rice (2021). O intervalo de tempo considerado para atingir o estado estacionário foi de 20 anos (IPCC, 1997).

É importante notar que a nossa estimativa incluiu a pastagem potencial para sequestrar C apenas nos primeiros 30 cm do solo. No entanto, considerando o sistema radicular vigoroso e profundo das gramíneas, esse potencial pode ser maior, se for considerada a profundidade de 0-1 m. Uma análise global mostrou recentemente que aproximadamente 53% do C armazenado no primeiro metro do solo está alocado na camada de 30-100 cm, e cerca de 20% do novo C incorporado aos solos é encontrado nessa camada mais profunda do solo (Balesdent *et al*, 2018). Também é aplicável a áreas agrícolas, onde os solos sob sistema plantio direto têm o potencial de sequestrar C não apenas na camada superficial, mas também em camadas mais profundas (0-1 m) (Nicoloso e Rice, 2021).

Finalmente, além da recuperação de pastagens e da lavoura de conservação, existem várias outras práticas de manejo sustentável promissoras que poderiam ser adotadas nas Américas para promover o sequestro de C do solo, como plantações de cobertura, aditivos orgânicos, sistemas agrícolas integrados (ou seja, sistemas silvopastoris e de lavoura -pecuária-floresta) e restauração florestal, entre outros.

Na sequência são fornecidos exemplos de como essas práticas de manejo sustentável podem promover o sequestro de C do solo nas regiões e países americanos.

Estudos de caso

Plantas de cobertura

A agricultura conservacionista é baseada em três princípios: nenhuma perturbação do solo por preparo do solo, cobertura permanente do solo e rotação de culturas. O sistema de plantio direto é amplamente utilizado em todo o mundo, onde sete dos 10 principais países com as maiores áreas de plantio direto estão localizados nas Américas: 1) EUA; 2) Brasil; 3) Argentina; 4) Canadá; 6) Paraguai; 9) Bolívia; e 10) Uruguai (Kassan *et al*, 2019). Sabe-se que o plantio direto pode ser um sistema de manejo eficiente para aumentar os estoques de C do solo, mas a taxa de sequestro de C depende da associação de NT com o aumento da frequência de cultivo e da inclusão de plantas de cobertura (Nicoloso e Rice, 2021) conforme mostrado na Tabela 2. A adoção de plantas de cobertura é um pilar importante da agricultura conservacionista. Em uma meta-análise global, Jian *et al*, (2020) descobriu que a inclusão de plantas de cobertura em rotações aumentou significativamente os estoques de C do solo, com uma mudança média geral de 15,5%. O mesmo estudo destaca que a adoção de plantas de cobertura em climas temperados tiveram maiores variações no acúmulo de C no solo (18,7%) do que as de climas tropicais (7,2%). Esses resultados indicam que as taxas de acúmulo de C no solo induzidas pela introdução de plantas de cobertura podem ser variáveis conforme as condições específicas de solo e clima nas Américas (Quadro 1).

CAIXA 1

O uso de plantas de cobertura é uma prática de manejo que pode potencialmente aumentar o acúmulo de C no solo e outros indicadores de saúde do solo.



Nabo forrageiro cultivado como planta de cobertura em solos sob sistema plantio direto em Ames, estado de Iowa, EUA. Foto: Mauricio Roberto Cherubin

Em regiões de clima temperado, como a América do Norte, as plantas de cobertura aumentam os estoques de C orgânico no solo ($0,1$ a $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), com a magnitude dependendo da quantidade de biomassa, anos em culturas de cobertura e nível inicial de C do solo (Blanco Caqui et al, 2015). Recentemente, uma iniciativa em grande escala conduzido em 78 propriedades de nove estados dos EUA revelou que as plantas de cobertura impactam positivamente vários indicadores de saúde do solo, incluindo pequenos, mas significativos incrementos nos conteúdos de C orgânico do solo, mesmo no curto prazo (2-5 anos) (Wood e Bowman, 2021).

Restauração de pastagens por sistemas integrados

Nas últimas décadas, surgiram outras alternativas de práticas de manejo para a reabilitação de pastagens degradadas, como é o caso dos sistemas integrados. Na **Caixa 2**, há um exemplo da adoção do sistema silvopastoril na Colômbia.

CAIXA 2

A adoção do sistema silvopastoril tem se destacado como uma alternativa viável para restaurar a produtividade do solo, a saúde do solo e o sequestro de C em áreas antes ocupadas por pastagens sob sistema extensivo e mal manejadas.



Sistemas silvopastoris na região amazônica perto de Florencia, estado de Caquetá, Colômbia. *Foto: Andrés Olaya-Montes*

A recuperação de pastagens pelo sistema silvopastoril pode ser implementada em diferentes regiões agroecológicas das Américas. Em cada região, o sistema pode ser projetado usando espécies de árvores nativas e bem adaptadas para aumentar o sequestro de C do solo e outros

...

CAIXA 2

benefícios. Como exemplo, estudos recentes conduzidos na região amazônica do sul da Colômbia (estado de Caquetá), a adoção do sistema silvopastoril promoveu um acúmulo do C no solo de $0,26 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bem como aprimorou as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Olaya-Montes et al, 2021; Polanía-Hincapié et al, 2021). Para se ter uma ideia do potencial dos sistemas silvopastoris, se considerarmos a área de pastagem colombiana ($0,09 \text{ km}^2 \times 10^6$), a adoção desse sistema de manejo pode acumular 2 Tg a^{-1} .

O sistema integrado de lavoura-pecuária-silvocultura (ICLFS) é outro tipo de sistema integrado que pode ser adotado como estratégia para restaurar pastagens degradadas (**caixa 3**).

CAIXA 3

O sistema integrado de lavoura-pecuária-floresta (ICLFS) foi adotado com sucesso por agricultores das Américas como um sistema para intensificar e diversificar o sistema de produção. Consiste no cultivo de espécies de árvores simultaneamente com culturas anuais comerciais (por exemplo, soja, milho e feijão) e pastagem para alimentar animais em rotação na mesma área.



Sistema de integração de lavoura-pecuária-floresta em São Carlos, estado de São Paulo, Brasil. Foto: Wanderlei Bieluczyk

CAIXA 3

Os sistemas de integração de lavoura-pecuária-floresta podem ser projetados com árvores nativas ou exóticas, como o eucalipto. Em geral, as árvores nativas têm uma taxa de crescimento mais lenta do que as espécies exóticas. Implica em menor sombreamento e, conseqüentemente, permite o cultivo de lavouras anuais por mais anos na área entre as linhas das árvores. Por outro lado, as árvores exóticas crescem mais rápido e acumulam mais C na biomassa, podendo gerar renda (pela venda da madeira) ao agricultor a cada 5-7 anos. Como exemplo, a conversão de pastagens em ICLFS promoveu aumentos nos estoques de C do solo de 1,44 a 1,72 Mg ha⁻¹ a⁻¹ no Brasil (de Freitas et al, 2020; Sarto et al, 2020). Ampliando as taxas desses ganhos de C no solo para a área brasileira de pastagens (1,94 km² x 10⁶), a adoção do ICLFS tem o potencial de acúmulo de C no solo de 279 a 333 Tg a⁻¹.

Práticas de manejo sustentável na produção de café

O café é uma das mais importantes commodities produzidas na América Latina. Entre os 10 maiores produtores de café, cinco estão localizados na América Latina (Brasil, Colômbia, Honduras, Peru e México). Além disso, o café também é importante para muitos outros países, como a Guatemala, a Costa Rica, o Equador e a Nicarágua. Há uma grande diversidade de sistemas de produção de café no hemisfério, que vão desde campos de monocultura em grande escala no Brasil até pequenas agroflorestas de café na Colômbia, Costa Rica e Peru, entre outros. O potencial de introdução de práticas de manejo sustentáveis na cultura do café é ilustrado na **Caixa 4**.

CAIXA 4

As opções de manejo sustentável adotadas nos campos de café em toda a região incluem sistemas agroflorestais, aditivos orgânicos (esterco e resíduos da poda de árvores) e cultivo de cobertura entre fileiras para promover o sequestro de C do solo nos campos de café.

CAIXA 4



Fazenda de café em Acevedo, estado de Huila, Colômbia. Foto: Juan P. C. Bermeo

Na região do Lago Atitlán, da Guatemala, na América Central, por exemplo, Schmitt-Harsh et al (2012) avaliaram pools de C (biomassa acima do solo, raízes grossas e C do solo) de agroflorestas de café de pequenos proprietários em 61 parcelas. Eles compararam os resultados com um sistema misto de floresta seca. Os resultados revelaram que, mesmo no sistema agroflorestal de café com o menor estoque de C total do que o da floresta, os estoques individuais de C das árvores e do solo não foram significativamente diferentes, sugerindo que as árvores de sombra da agrofloresta desempenham um papel importante na facilitação do sequestro de C e na conservação do solo. Na Costa Rica, Chatterjee et al (2020) mediu os estoques de C do solo (0-10, 10-30, 30-60 e 60-100 cm de profundidade) em dois sistemas agroflorestais de café perene sombreado de longo prazo (17 anos): i) café cultivado convencionalmente (com fertilizantes químicos) e organicamente (sem fertilizantes químicos) sob duas árvores de sombra, *Erythrina poeppigiana* e *Terminalia amazonia*; ii)

CAIXA 4

*café ao sol (única estaca de café sem sombra). Os resultados não mostraram mudanças no estoque de C do solo em sistemas agroflorestais de café e campos de café ao sol. No entanto, o manejo orgânico do café sob *E. poeppigiana* fortemente podada, com os detritos devolvidos ao solo, aumentou os estoques de C do solo para 0-10 cm de profundidade. Além desses exemplos da América Central, há uma ampla gama de estudos científicos que mostram o potencial de práticas de manejo sustentável para aumentar os estoques de C (solo e biomassa) para outros países da América Latina.*

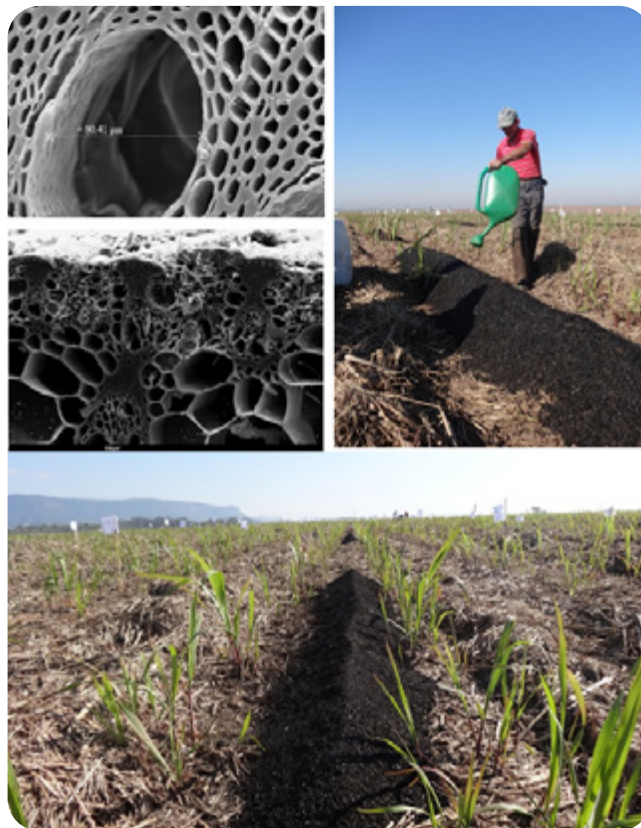
Aplicação de biochar no solo para sequestro de C e redução potencial de emissão de GEE

Biochar é o produto da pirólise de biomassa e tem sido aplicado ao solo com o objetivo de melhorar a saúde do solo e aumentar os estoques de C do solo (Lehmann *et al*, 2006), especialmente em regiões tropicais (Carneiro *et al*, 2021). O biochar pode não apenas aumentar o teor de C do solo (Fatima *et al*, 2021) mas também pode ter o potencial de diminuir as emissões de GEE, especialmente de N₂O (Guenet *et al*, 2021). No entanto, um aumento ou nenhum efeito no fluxo de N₂O também foi relatado (Spokas e Reicosky, 2009; Scheer *et al*, 2011). Essas respostas variáveis do fluxo de N₂O do solo às alterações do biochar foram atribuídas a diferentes mecanismos. A adição de biochar pode afetar as emissões de N₂O, alterando a concentração de amônia e nitrato do solo (Cheng *et al*, 2008), diminuindo a densidade do solo (Karhu *et al*, 2011), facilitando o consumo de N₂O na etapa terminal da desnitrificação (Cayuela *et al*, 2014) e adicionando compostos de C e N lábeis ao solo (Spokas e Reicosky, 2009).

Considerando o potencial da aplicação do biochar para mitigar as emissões de GEE em áreas tropicais (Rittl *et al*, 2015, Guenet *et al*, 2021), a influência do aumento da temperatura nas emissões de N₂O de solos modificados com biochar requer investigação (**Caixa 5**). Poucas informações estão disponíveis para a resposta interativa do solo tropical no sequestro de C do solo e nas mudanças nas emissões de N₂O e nas taxas de adição de biochar (Bamminger *et al*, 2017; Xu *et al*, 2021).

CAIXA 5

A aplicação de biochar tem sido amplamente recomendada como uma solução potencial para enfrentar os desafios da segurança alimentar e mudanças climáticas em agroecossistemas, mas os tamanhos efetivos de aplicação do biochar na produção agrícola, sequestro de C do solo e potencial de aquecimento global (GWP) mostram grandes incertezas (Xu et al, 2021). Portanto, os resultados para as condições do solo tropical ainda são inconclusivos e apresentam variações e os mecanismos subjacentes que explicam o efeito da interação biochar-solo incluem propriedades do biochar e condições bióticas e abióticas do solo.



Experimentos para produzir, caracterizar e aplicar o biochar em lavouras de cana-de-açúcar no Brasil.

Microscopia eletrônica de varredura de uma seção transversal de um biochar de cana-de-açúcar (canto superior esquerdo – Foto: Thalita F. Abbruzzini) e aplicação de biochar em campo (superior direito e inferior – Fotos – Carlos E.P. Cerri)

Restauração de florestas naturais

A restauração de florestas naturais é um dos caminhos mais importantes para remover o CO₂ da atmosfera nas próximas décadas (**Caixa 6**). De acordo com as projeções do IPCC, cerca de um quarto do C atmosférico necessário para limitar o aquecimento global a 1,5 °C acima dos níveis pré-industriais (IPCC 2018) poderia ser armazenado adicionando até 24 Mha de floresta todos os anos, de agora até 2030.

CAIXA 6

Iniciativas internacionais de restauração florestal têm sido promovidas em todo o mundo. Por exemplo, o Bonn Challenge, lançado em 2011 pelo governo alemão e pela IUCN, envolve 61 países (29 localizados nas Américas) e tem o objetivo de restaurar 150 Mha de locais degradados e desmatados até 2020; e 350 Mha até 2030 (<https://www.bonnchallenge.org/>). Mais recentemente, a Década para a Restauração do Ecossistema da ONU (2021-2030) tem como meta construir coletivamente um amplo movimento global para acelerar a restauração e colocar o mundo no caminho para um futuro sustentável (<https://www.decadeonrestoration.org/>).



O plantio de restauração de uma jovem floresta tropical implantada em pastagens anteriormente utilizadas para a pecuária extensiva no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Foto: Pedro Brancalion

No entanto, a restauração florestal não pode ser baseada (predominantemente) em plantações de árvores comerciais, que são muito mais deficientes em armazenar C do que as florestas naturais (Lewis et al, 2019). Mais esforços devem ser realizados para impedir o desmatamento ilegal e promover as iniciativas atuais (ver Iniciativa 20x20 (<https://initiative20x20.org/>), da qual 17 países latino-americanos são membros) e novas iniciativas de restauração de florestas naturais nos países do Américas, do Canadá ao Chile.

■ Considerações finais

As mensagens que devem ser levadas para casa deste documento são:

- O solo é o reservatório de C mais importante da biosfera, com três vezes mais C do que a vegetação e a atmosfera;
- Dependendo do uso da terra e/ou das práticas de manejo, os solos podem atuar como uma fonte de C (emitindo CO₂ na atmosfera) ou como um sumidouro (sequestrando o CO₂ removido da atmosfera);
- Solos agrícolas saudáveis e recarbonizados são parte da solução para proporcionar a segurança alimentar e climática;
- Práticas sustentáveis de sequestro de solo e agendas políticas bem orientadas precisam ser ampliadas em blocos em nível de país para contribuir para a mitigação da mudança do clima;
- Existem várias abordagens para avaliar os estoques de C do solo e as emissões de GEE, variando de medições de campo específicas ao local a ferramentas matemáticas e modelos de simulação;
- A iniciativa Solos Vivos das Américas (LiSAM) foi lançada em 5 de dezembro de 2020 pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA) e o Centro de Gestão e Sequestro de Carbono (C-MASC) da Universidade do Estado de Ohio;
- A LiSAM é uma extensa rede que envolve governos, organizações internacionais, universidades, o setor privado e organizações da sociedade civil que unirão esforços para conter a degradação da terra e, conseqüentemente, promover a saúde do solo, o sequestro de C e outros benefícios associados para as pessoas;
- A agricultura (lavouras) é um dos usos da terra que ocupa a menor área do continente americano ($3,40 \text{ km}^2 \times 10^6$), com a soja ($0,91 \text{ km}^2 \times 10^6$), o milho ($0,72 \text{ km}^2 \times 10^6$) e o trigo ($0,35 \text{ km}^2 \times 10^6$) representando as principais culturas anuais; a cana-de-açúcar ($0,14 \text{ km}^2 \times 10^6$) a principal cultura semiperene; e o café ($0,05 \text{ km}^2 \times 10^6$) a principal cultura perene.
- As pastagens são três vezes maiores do que a área classificada como agrícola, respondendo por $9,05 \text{ km}^2 \times 10^6$ (905 milhões de ha). Esse uso do solo está concentrado predominantemente na América do Norte ($3,94 \text{ km}^2 \times 10^6$), na América do Sul ($3,64 \text{ km}^2 \times 10^6$) e no Caribe ($0,04 \text{ km}^2 \times 10^6$) — sendo a América Central a menor área ($0,01 \text{ km}^2 \times 10^6$).

- Estimamos um estoque médio de C no solo de 51,28 Mg ha⁻¹ nas Américas para a camada de 0-30 cm (América Central: 63,30 Mg ha⁻¹; Caribe: 61,35 Mg ha⁻¹; América do Norte: 53,91 Mg ha⁻¹; América do Sul: 48,11 Mg ha⁻¹);
- Exemplos de práticas de manejo sustentável exequíveis e viáveis a serem promovidas em toda a região das Américas incluem: a práticas conservacionistas, manejo de pastagens, aditivos orgânicos (estercos, resíduos agroindustriais e biochar), plantas de cobertura, coberturas mortas, manejos de fertilidade, sistemas agrícolas integrados (agroflorestas, silvopastoris e de lavoura-pecuária-floresta), manejo da água, entre outros;
- Com base em nossa estimativa, adotando apenas duas práticas de manejo sustentável em grande escala (ou seja, a recuperação de pastagens e o sistema plantio direto), o acúmulo potencial de C no solo nos países das Américas é de cerca de 2,68 Pg C (1,25-4,11 Pg C), representando um total de 9,81 Pg CO_{2eq.} (4,56-15,06 Pg CO_{2eq.}) ao longo de 20 anos. Isso representa um potencial para mitigar cerca de 7,9% (3,7 a 12,2%) das emissões antrópicas líquidas globais anuais totais de GEE oriundas da agricultura; e 4,1% (1,9 a 6,3%) das emissões globais provenientes da agricultura, silvicultura e outros usos da terra.
- As práticas de manejo sustentável sugeridas pela iniciativa LiSAM podem orientar novos protocolos para conter a degradação da terra, promovendo a saúde do solo e aumento do sequestro de C do solo nas Américas.

Referências

- **Balesdent, J; Basile-Doelsch, I; Chadoeuf, J; Cornu, S; Derrien, D; Fekiacova, Z; Hatté, C.** 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth (on-line). *Nature*, 559:599-602. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>.
- **Bamminger, C; Poll, C; Marhan, S.** 2017. Offsetting global warming-induced elevated greenhouse gas emissions from an arable soil by biochar application (on-line). *Global Change Biology* 24(1):1-17. <https://doi.org/10.1111/gcb.13871>.
- **Bossio, DA; Cook-Patton, SC; Ellis, PW; Fargione, J; Sanderman, J; Smith, P; Wood, S; Zomer, RJ; von Unger, M; Emmer, IM; Griscom, BW.** 2020. The role of soil carbon in natural climate solutions (on-line). *Nature Sustainability*, 3:391-398. <https://www.nature.com/articles/s41893-020-0491-z>.
- **Carneiro, JSS; Andrade Ribeiro, IV; Nardis, BO; Barbosa, CF; Lustosa Filho, JF; Azevedo Melo, LC.** 2021. Long-term effect of biochar-based fertilizer

application in tropical soil: agronomic efficiency and phosphorus availability. *Science of the Total Environment*, 760: 143955. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143955>.

- **Cayuela, ML; Van Zwieten, L; Singh, BP; Jeffery, S; Roig, A; Sánchez-Monedero, MA.** 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 191: 1193-1202. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009>.
- **Cerri, CEP; Valadares Galdos, M; Nunes Carvalho, JL; Feigl, BJ; Cerri, CC.** 2013. Quantifying soil carbon stocks and greenhouse gas fluxes in the sugarcane agrosystem: point of view. *Scientia Agrícola* 70(5), 361-368. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000500011>.
- **Chatterjee, N; Ramachandra Nair, PK; Nair, VD; Bhattacharjee, A; Elias, MVF; Muschler, RG; Noponen, MRA.** 2020. Do coffee agroforestry systems always improve soil carbon stocks deeper in the soil? – A case study from Turrialba, Costa Rica. *Forest* 11(1), 49. <https://doi.org/10.3390/f11010049>.
- **Cheng, CH; Lehmann, J; Engelhard, MH.** 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica* 72(6): 1598-1610. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.01.010>.
- **Coleman, K; Jenkinson, DS; Crocker, GJ; Grace, PR; Klír, J; Körschens, M; Poulton, PR; Richter, DD.** 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81: 29-44. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00079-7).
- **Comins, HN; McMurtrie, RE.** 1993. Long-term response of nutrient-limited forests to CO₂ enrichment; equilibrium behavior of plant-soil models. *Ecological Applications* 3 (4): 666-681. <https://doi.org/10.2307/1942099>.
- **Conant, RT; Cerri, CEP; Osborne, BB; Paustian, K.** 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications* 27(2): 662-668. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>.
- **Costa Junior, C; Corbeels, M; Bernoux, M; Píccolo, MC; Siqueira Neto, M; Feigl, BJ; Cerri, CEP; Cerri, CC; Scopel, E; Lal, R.** 2013. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: comparing the synchronic and diachronic approaches. *Soil & Tillage Research* 134, 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.08.010>.
- **Dane, JH; Topp, GC.** 2002. *Methods of Soil Analysis, Part 4, Physical Methods*. WI, EUA. Soil Science Society of America Book Series.
- **De Freitas, IC; Ribeiro, JM; Araújo, NCA; Santos, MV; Arruda Sampaio, R; Fernández, LA; Azevedo, AM; Feigl, BJ; Cerri, CEP; Frazão, LA.** 2020. Agrosilvopastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. *Rangeland Ecology & Management* 73(6), 776-785. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>.
-

- **Easter, M; Paustian, K; Killian, K; Williams, S; Feng, T; Al-Adamat, R; Bernoux, M; Bhattacharyya, T; Cerri, CC; Coleman, K; Falloon, P; Feller, C; Gicheru, P; Kamoni, P; Milne, E; Pal, DK; Powlson, DS; Rawajfih, Z; Sessay, M; Wokabi, S.** 2007. The GEFSOC soil carbon modeling system: a tool for conducting regional-scale soil carbon inventories and assessing the impacts of land use change on soil carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122(1): 13-25. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.004>.
- **FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, Itália).** 2020. A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol. Roma, Itália. <https://doi.org/10.4060/cb0509en>.
- **Fatima, S; Riaz, M; Al-Wabel, MI; Arif, MS; Yasmeen, T; Hussain, Q; Roohi, M; Fahad, S; Ali, K; Arif, M.** 2021. Higher biochar rate strongly reduced decomposition of soil organic matter to enhance C and N sequestration in nutrient-poor alkaline calcareous soil. *Journal of Soils and Sediments*, 21:148-162. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02753-6>.
- **Friedlingstein, P; O’Sullivan, M; Jones, MW; Andrew RM; Hauck, J; Olsen, A; Peters, GP; Peters, W; Pongratz, J; Sitch, S; Le Quéré, C; Canadell, JG; Ciais, P; Jackson, RB; Alin, S; Aragão, LEOC; Arneeth, A; Arora, V; Bates, NR; Becker, M.** 2020. Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data* 12: 3269-3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>.
- **Girardin, CAJ; Jenkins, S; Seddon, N; Allen, M; Lewis, SL; Wheeler, CE; Griscom, BW; Malhi, Y.** 2021. Nature-based solutions can help cool the planet – if we act now. *Nature* 593: 191-194. <https://doi.org/10.1038/d41586-021-01241-2>.
- **Griscom, BW; Adams, J; Ellis, PW; Houghton, RA; Loxmax, G; Miteva, DA; Schlesinger, WH; Shoch, D; Siikamäki, JV; Smith, P; Woodbury, P; Zganjar, C; Blackman, A; Campari, J; Conant, RT; Delgado, C; Elias, P; Gopalakrishna, T; Hamsik, MR; Fargione, J.** 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(44), 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>.
- **Guenet, B; Gabrielle, B; Chenu, C; Arrouays, D; Balesdent, J; Bernoux, M; Brunni, E; Caliman, JP; Cardinael, R; Chen, S; Clais, P; Desbois, D; Fouche, J; Frank, S; Henault, C; Lugato, E; Naipal, V; Nesme, T; Obersteiner, M; Valin, H.** 2021. Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology* 27:237-256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>.
- **Hanssen, SV; Daioglou, V; Steinmann, ZJN; Doelman, JC; Van Vuuren, DP; Huijbregts, MAJ.** 2020. The climate change mitigation potential of bioenergy with carbon capture and storage. *Nature Climate Changes* 10: 1023-1029. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0885-y>.
- **Hoffland, E; Kuyper, TW; Comans, RNJ; Creamer, RE.** 2020. Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil* 455: 1-22. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>.

- **Horton, P; Long, SP; Smith, P; Banwart, SA; Beerling, DJ.** 2021. Technologies to deliver food and climate security through agriculture. *Nature Plants* 7, 250-255. <https://doi.org/10.1038/s41477-021-00877-2>.
- **IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, Suíça).** 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reporting Instructions (Volume 1); Workbook (Volume 2); Reference Manual (Volume 3). Paris, Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico, Agência Internacional de Energia.
- **IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, Suíça).** 2018. Global Warming of 1.5°C. Special Report. Masson-Delmotte, V; Zhai, P; Pörtner, HO; Roberts, D; Skea, J; Shukla, PR; Pirani, A; Moufouma-Okia, W; Péan, C; Pidcock, R; Connors, S; Matthews, JBR; Chen, Y; Zhou, X; Gomis, MI; Lonnoy, E; Maycock, T; Tignor, M; Waterfield, T (eds).
- **IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, Suíça).** 2019a. Summary for Policymakers. In Shukla, PR; Skea, J; Calvo Buendia, E; Masson-Delmotte, V; Pörtner, HO; Roberts, DC; Zhai, P; Slade, R; Connors, S; van Diemen, R; Ferrat, M; Haughey, E; Luz, S; Neogi, S; Pathak, M; Petzold, J; Portugal Pereira, J; Vyas, P; Huntley, E; Malley, J (eds). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/summary-for-policymakers/>.
- **IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, Suíça).** 2019b. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia, E; Tanabe, K; Kranjc, A; Jamsranjav, B; Fukuda, M; Ngarrize, S; Osako, A; Pyrozhenko, Y; Shermanau, P; Federici, S. (eds). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/345842628_2019_Refinement_to_the_2006_IPCC_Guidelines_for_National_Greenhouse_Gas_Inventories.
- **IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima, Suíça).** 2021. Summary for Policymakers. In Masson-Delmotte, V; Zhai, P; Pirani, A; Connors, SL; Péan, C; Berger, S; Caud, N; Chen, Y; Goldfarb, L; Gomis, MI; Goldfarb, L; Gomis, MI; Huang, M; Leitzell, K; Lonnoy, E; Matthews, JBR; Maycock, TK; Waterfield, T; Yelekçi, O; Zhou, B (eds.). *Climate Change 2021: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Inglaterra, Cambridge University Press. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf
- **Jenkinson, DS; Harkness, DD; Vance, ED; Adams, DE; Harrison, AF.** 1992. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 295-308. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90189-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90189-5).

- **Jian, J; Du, X; Reiter, MS; Stewart, RD.** 2020. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biology and Biochemistry* 143: 107735. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>.
- **Karhu, K; Mattila, T; Bergström, I; Regina, K.** 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity – Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 140: 309-313. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.005>.
- **Kassam, A; Friedrich, T; Derpsch, R.** 2019. Global spread of Conservation Agriculture. *International Journal of Environmental Studies* 76: 29-51. <https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>.
- **Li, C; Frolking, S; Frolking, TA.** 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research* 97: 9759-9776. <https://doi.org/10.1029/92JD00509>.
- **Li, C.** 2000. Modeling Trace Gas Emissions from Agricultural Ecosystems. *Nutrient cycling in Agroecosystems* 58: 259-276. <https://doi.org/10.1023/A:1009859006242>.
- **Lal, R.** 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- **Lal, R.** 2018. Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology* 24: 3285-3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- **Lal, R; Monger, C; Nave, L; Smith, P.** 2021. The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 376: 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- **Lavallee, JM; Soong, JL; Cotrufo, MF.** 2020. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology* 26: 261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>.
- **Lehmann, J; Gaunt, J; Randon, M.** 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 403-427. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>.
- **Lewis, SL; Wheeler, CE; Mitchard, ETA; Koch, A.** 2019. Regenerate natural forests to store carbon. *Nature* 568: 25-28. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>
- **McGuire, AD; Melillo, JM; Joyce, LA; Kicklighter, DW; Grace, AL; Moore, B; Vorosmarty, CJ.** 1992. Interactions between carbon and nitrogen dynamics in estimating net primary productivity for potential vegetation in North America. *Global Biogeochemical Cycles* 6: 101-124. <https://doi.org/10.1029/92GB00219>

- **Melillo, JM; McGuire AD; Kicklighter, DW; Moore, B; Vorosmarty, CJ; Schloss, AL.** 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363: 234-240. <https://doi.org/10.1038/363234a0>
- **Metherell, AK; Harding, LA; Cole, CV; Parton, WJ.** 1993. CENTURY Soil organic matter model environment. Technical Documentation. Agroecosystem version 4.0, Great Plains System Research Unit. Fort Collins, Colorado, EUA, Universidade do Estado do Colorado. Relatório técnico nº. 4. Disponível em: https://www2.nrel.colostate.edu/projects/century/MANUAL/html_manual/man96.html.
- **Milne, E; Adamat, RA; Batjes, NH; Bernoux, M; Bhattacharyya, T; Cerri, CC; Cerri, CEP; Coleman, K; Falloon, P; Feller, C; Gicheru, P; Kamoni, P; Killian, K; Pal, DK; Paustian, K; Powelson, DS; Rawajfih, Z; Sessay, M; Williams, S; Wokabi, S.** 2007. National and regional assessments of soil organic carbon stocks and changes: the GEFSOC modeling system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122: 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.002>
- **Nelson, DW; Sommers, LE.** 1983. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, AL (ed). *Methods of soil analysis: Part 2 Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* 2ed. Madison, WI, EUA, American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c29>.
- **Nicoloso, RS; Rice, CW.** 2021. Intensification of no-till agricultural systems: an opportunity for carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal* 85:1395-1409. <https://doi.org/10.1002/saj2.20260>.
- **Olaya-Montes, A; Llanos-Cabrera, MP; Cherubin, MR; Herrera-Valencia, W; Ortiz-Morea, FA; Silva-Olaya, AM.** 2021. Restoring soil carbon and chemical properties through silvopastoral adoption in the Colombian Amazon region. *Land Degradation and Development* 32: 3720-3730. <https://doi.org/10.1002/ldr.3832>.
- **Oliveira, DC.** 2018. Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil. Tese de PhD. Butantan, São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Disponível em: 10.11606/T.11.2018.tde-17072018-184226.
- **Organização das Nações Unidas, Nova York; Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais.** 2019. *World Population Prospects 2019: Highlights.* Nova York, EUA. Disponível em: https://population.un.org/wpp/Publications/Files/WPP2019_Highlights.pdf.
- **Polanía-Hincapié, KL; Olaya-Montes, A; Cherubin, MR; Herrera-Valencia, W; Ortiz-Morea, F; Silva-Olaya, AM.** 2021. Soil physical quality responses to silvopastoral implementation in Colombian Amazon. *Geoderma* 386: 114900. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114900>.
- **Parton, WJ; Rasmussen, PF.** 1994. Long-term effects of crop management in wheat/fallow: II. CENTURY model simulations. *Soil Science Society of America Journal* 58: 530-536. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800020040x>.

- **Parton, WJ; Schimel, DS; Cole, CV; Ojima, DS.** 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal* 51: 1173-1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>.
- **Paustian, K; Lehmann, J; Ogle, S; Reay, D; Robertson, GP; Smith, P.** 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532: 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.
- **Potter, CS; Genovese, VB; Klooster, S; Torregrosa, A.** 2002. Biomass burning emissions of reactive gases estimated from satellite data analysis and ecosystem modeling for the Brazilian Amazon region. *Journal of Geophysical Research* 107: 1-10. <https://doi.org/10.1029/2000JD000250>.
- **Potter, CS; Klooster, S; Carvalho, CRD; Genovese, VB; Torregrosa, A; Dungan, J; Bobo, M; Coughlan, J.** 2001. Modeling seasonal and interannual variability in ecosystem carbon cycling for the Brazilian Amazon region. *Journal of Geophysical Research* 106: 10423-10446. <https://doi.org/10.1029/2000JD900563>.
- **Potter, CS; Davidson, E; Nepstad, D; Carvalho, CRD.** 2001. Ecosystem modeling and dynamic effects of deforestation on trace gas fluxes in Amazon tropical forests. *Forest Ecology and Management* 152: 97-117. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00593-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00593-4).
- **Rittl, TF; Arts, B; Kuiper, W.** 2015. Biochar: an emerging policy arrangement in Brazil? *Environmental Science Policy* 51: 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.010>.
- **Rogelj, J; den Elzen, M; Höhne, N; Fransen, T; Fekete, H; Winkler, H; Schaeffer, R; Sha, F; Riahi, K; Meinshausen, M.** 2016. Paris agreement climate proposals need a boost to keep warming well below 2 °C. *Nature* 534: 631-639. <https://doi.org/10.1038/nature18307>.
- **Sá, JCM; Lal, R; Cerri, CC; Lorenz, K; Hungria, M; De Faccio Carvalho, PC.** 2017. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International* 98: 102-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>.
- **Sanderman, J; Hengl, C; Fiske, GJ.** 2017. Soil carbon debt of 12.000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 9575-9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
- **Sarto, MVM; Borges, WLB; Sarto, JRW; Rice, CW; Rosolem, CA.** 2020. Deep soil carbon stock, origin, and root interaction in a tropical integrated crop–livestock system. *Agroforestry Systems* 94:1865–1877. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00505-6>.
- **Scheer, C; Grace, PR; Rowlings, DW; Kimber, S; Van Zwieten, L.** 2011. Effect of biochar amendment on the soil-atmosphere exchange of greenhouse gases from an intensive subtropical pasture in northern New South Wales, Australia. *Plant Soil* 345: 47-58. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0759-1>.

- **Seddon, N; Smith, A; Smith, P; Key, I; Chausson, A; Girardin, C; House, J; Srivastava, S; Turner, B.** 2021. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology* 27: 1518-1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>.
- **Smith, P; Smith, JU; Powlson, DS; McGill, WB; Arah, JRM; Chertov, OG; Coleman, K; Franko, U; Frolking, S; Jenkinson, DS; Jensen, LS; Kelly, RH; Klein-Gunnewiek, H; Komarov, AS; Li, A; Molina, JAE; Mueller, T; Parton, WJ; Thornley, JHM; Whitmore, AP.** 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81:153-225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00087-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00087-6).
- **Smith, P; Soussana, JF; Anger, D; Schipper, L; Chenu, C; Rasse, DP; Batjes NH; VAN Egmond, F; McNeill, S; Kuhnert, M; Arias-Navarro C; Olesen, JE; Chirinda, N; Fornara, D; Wollenberg, E; Álvaro-Fuentes, J; Sanz-Cobena, A; Klumpp, K.** 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Global Change Biology* 26: 219-241. <https://doi.org/10.1111/gcb.14815>.
- **Smith, P; Martino, D; Cai, Z; Gwary, D; Janzen, H; Kumar, P; McCarl, B; Ogle, S; O'Mara, F; Rice, C; Scholes, B; Sirotenko, O; Howden, M; McAllister, T; Pan, G; Romanenkov, V; Schneider, U; Towprayoon, S; Wattenbach, M; Smith, J.** 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363, 789–813. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>.
- **Smith P; Keesstra, KD; Silver, WL; Adhya, TK.** 2021. The role of soils in delivering Nature's Contributions to People. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 376: 20200169. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0169>.
- **Sperow, M.** 2016. Estimating carbon sequestration potential on U.S. agricultural topsoils. *Soil & Tillage Research* 155: 390-400. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.09.006>.
- **Spokas, KA; Reicosky, DC.** 2009. Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production. *Annals of Environmental Science* 3: 179-193. Disponível em: <https://openjournals.neu.edu/aes/journal/article/view/v3art4>.
- **Tian, H; Liu, J; Melillo, J; Liu, M; Kicklighter, D; Yan, X; Pan, S.** 2008. The terrestrial carbon budget in East Asia: human and natural impacts. pp. 163-176. In Fu, C; Freney, JR; Stewart, JWB (eds). *Changes in the Human-Monsoon System of East Asia in the Context of Global Change*. World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore, Hackensack, Londres. https://doi.org/10.1142/9789812832429_0012.
- **Xu, H; Cai, A; Wu, D; Liang, G; Xiao, J; Xu, M; Colinet, G; Zhang, W.** 2021. Effects of biochar application on crop productivity, soil carbon sequestration, and global warming potential controlled by biocharC:N ratio and soil pH: a global meta-analysis. *Soil & Tillage Research* 213: 105125. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105125>.
- **Walkley, A; Black, IA.** 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid

titration method. *Soil Science* 37(1): 29-38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>.

- **Wei, YM; Kang, JN; Liu, LC; Li, Q; Wang, PT; Hou, PT; Liang, MQ; Liao, H; Huang, SF; Yu, B.** 2021. A proposed global layout of carbon capture and storage in line with a 2 °C climate target. *Nature Climate Change* 11: 112-118. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00960-0>.
- **Wiesmeier, M; Urbanski, L; Hobbey, E; Lang, B; von Lützow, M; Marin-Spiotta, E; van Wase-mael, B; Rabot, E; Ließ, M; Garcia-Franco, N; Wollschläger, U; Vogel, HJ; Kögel-Knabner, I.** 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333: 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>.
- **Wills, S; Roecker, S; Williams, C; Murphy, B.** 2018. Soil sampling for soil health assessment. In: Reicosky, D (ed). *Managing soil health for sustainable agriculture Volume 2: monitoring and management*. Londres, Burleigh Dodds Science Publishing.
- **Wood, SA; Bowman, M.** 2021. Large-scale farmer-led experiment demonstrates positive impact of cover crops on multiple soil health indicators. *Nature Food* 2: 97-103. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00222-y>.
- **Zomer, RJ; Bossio, DA; Sommer, R; Verchot, L.** 2017. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. *Scientific Reports* 7: 15554. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.



IICA – Instituto Interamericano de Cooperación para a Agricultura
Organismo especializado em agricultura do Sistema Interamericano
que apoia os esforços dos Estados membros
