

DOCUMENTOS

10

Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa de floresta secundária na transição Amazônia-Cerrado



***Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Agrossilvipastoril
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento***

DOCUMENTOS 10

Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa de floresta secundária na transição Amazônia-Cerrado

*Alexandre Ferreira do Nascimento
Ingo Isernhagen
Juliano de Paulo dos Santos
Jorge Lulu*

***Embrapa Agrossilvipastoril
Sinop, MT
2021***

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Agrossilvipastoril
Rodovia MT-222, Km 2,5, C. P. 343
CEP 78550-970, Sinop, MT
Fone: (66) 3211-4220
Fax: (66) 3211-4221
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações
da Unidade Responsável

Presidente
Flavio Jesus Wruck

Secretário-Executivo
Dulândula Silva Miguel Wruck

Membros
*Aisten Baldan, Alexandre Ferreira do Nascimento,
Daniel Rabelo Ituassú, Eulalia Soler Sobreira Hoogerheide,
Fernanda Satie Ikeda, Jorge Lulu, Rodrigo Chelegão,
Vanessa Quitete Ribeiro da Silva*

Normalização bibliográfica
Aisten Baldan (CRB 1/2757)

Tratamento das imagens
Renato da Cunha Tardin Costa

Projeto gráfico da coleção
Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Editoração eletrônica
Renato da Cunha Tardin Costa

Foto da capa
Guilherme Noronha

1ª edição
Publicação digitalizada (2021)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Nome da unidade catalogadora

Nascimento, Alexandre Ferreira do.

Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa de floresta
secundária na transição Amazônia-Cerrado / Alexandre Ferreira do Nascimento...

[et al.]. – Sinop, MT: Embrapa, 2021.

PDF (32 p.) : il. color.; 22cm. – (Documentos / Embrapa Agrossilvipastoril, ISSN
2359-6600; 10).

1. Efeito Estufa. 2. Dióxido de Carbono. 3. Metano. 4. Serviço Ambiental. I.
Nascimento, Alexandre Ferreira do. II. Isernhagen, Ingo. III. Santos, Juliano de
Paulo dos. IV. Lulu, Jorge. V. Embrapa Agrossilvipastoril. VI. Título. VII. Série.

CDD 631.58

Autores

Alexandre Ferreira do Nascimento

Engenheiro agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Agrossilvipastoril, Sinop, MT

Ingo Isernhagen

Biólogo, doutor em Conservação de Ecossistemas Florestais, pesquisador da Embrapa Agrossilvipastoril, Sinop, MT

Juliano de Paulo dos Santos

Engenheiro florestal, doutor em Engenharia Florestal, professor da Universidade Federal de Mato Grosso, Sinop, MT

Jorge Lulu

Engenheiro agrícola, doutor em Física do Ambiente Agrícola, pesquisador da Embrapa Agrossilvipastoril, Sinop, MT

Sumário

| | |
|---|----|
| Introdução | 5 |
| Material e Métodos | 7 |
| Estoques de carbono e nitrogênio | 9 |
| Emissões de gases | 11 |
| Análise estatística | 13 |
| Resultados e Discussão | 14 |
| Teores de C e N, e densidade do solo | 14 |
| Estoques de carbono nos compartimentos do fragmento florestal | 16 |
| Fluxos de gases de efeito estufa | 18 |
| Balanço de carbono | 24 |
| Referências | 27 |

Introdução

As florestas tropicais protegem a biodiversidade globalmente única, fornecem madeira, água, alimentos e outros recursos vitais para a população local e ajudam a reduzir as mudanças climáticas armazenando o carbono (Gonzales et al., 2014). As florestas secundárias, resultado da degradação/distúrbio de florestas primárias pelas atividades humanas (Brown; Lugo, 1990), ocupam importante área na América Latina, principalmente nas regiões onde ocorreram a retirada da vegetação primária seguida de posterior abandono (Chazdon et al., 2016). À medida que ocorre a restauração da floresta, progressivamente ocorre também o restabelecimento ecológico das áreas, incluindo o aumento da biodiversidade e todos os serviços ambientais associados (Brancalion et al., 2012; Lewis et al., 2019; Matos et al., 2019). Os diferentes estágios de sucessão das florestas secundárias proporcionam serviços ambientais distintos (Brancalion et al., 2012), sobretudo no sequestro e no armazenamento de carbono (C) nos compartimentos da floresta.

Se comparadas com as florestas primárias, estima-se que as secundárias têm o potencial 11 vezes superior em sequestrar C pelo fato de permitir maior entrada de luz no sub-bosque, possuindo menor estoque total de C, mas com maior taxa de crescimento das árvores, refletindo em maior taxa de acúmulo de C (Pooter et al., 2016). Dessa forma, as estimativas dos estoques e sequestro de C pelas florestas secundárias são importantes para validar a capacidade dessas áreas em prestar esse serviço ambiental, ajudando no enfrentamento ao quadro atual de mudanças do clima (Lewis et al., 2019), sobretudo pelo fato das florestas secundárias possuírem diferentes estágios de sucessão (Brancalion et al., 2012). Não obstante, dados destas áreas contribuem para alimentar bancos de dados para a estruturação de programas estaduais que buscam o cumprimento de metas internacionais de redução de emissões, como o REDD+ (Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) (Brasil, 2019).

A quantificação dos estoques de C nos diversos compartimentos da floresta, bem como das emissões de gases de efeito estufa (GEE) do solo, contribui para o entendimento do papel das florestas secundárias na dinâmica do C e do N, elementos em constante troca entre a floresta e a atmosfera. Os compartimentos que armazenam C na floresta são: 1 – biomassa aérea; 2 – biomassa

de raiz; 3 – troncos e galhos mortos; 4 – serrapilheira; e 5 – matéria orgânica estável distribuída no perfil do solo (IPCC, 2006). O solo, receptáculo final de matéria orgânica morta dos compartimentos vivos da floresta, não atua somente como dreno de C, mas também como fonte de GEE: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (IPCC, 2006). As emissões de GEE de solos de floresta nativa podem, em alguns casos, ser mais elevadas do que as de solos cultivados (Wanyama et al., 2019), algo perfeitamente possível tendo em vista que estes ambientes naturais reúnem condições adequadas que desencadeiam os processos responsáveis pelas emissões de GEEs (Oertel et al., 2016). Todavia, mesmo podendo ser registradas altas emissões, as florestas possuem estoques elevados de C, o que confere a este ambiente um saldo muito positivo, sobretudo se for considerado a taxa de sequestro anual nos diferentes compartimentos florestais.

Na floresta, o solo consiste na principal fonte de GEE para a atmosfera, emitindo CO_2 pelo processo de respiração das raízes e da atividade de microrganismos (Bond-Lamberty et al., 2004); emitindo CH_4 pelo processo de metanogênese (Oertel et al., 2016); e N_2O principalmente pelas vias de nitrificação/denitrificação e nitrificação desnitrificante (Butterbach-Bahl et al., 2013).

Estudos que buscam medir o potencial de mitigação de sistemas de produção agrícola e/ou florestal frequentemente não encontram áreas de referência da região para comparação de resultados, especialmente na transição dos biomas Cerrado e Amazônia e da Amazônia Meridional. Sendo assim, as avaliações em florestas secundárias tornam-se indispensáveis para a validação de sistemas com potencial de mitigação das emissões de GEE. Devido à importância do tema e a cobrança cada vez maior de organismos internacionais por sistemas de produção de alimentos de menor impacto ambiental, instituições brasileiras de pesquisas monitoram as emissões de GEE de vários setores da economia. O setor Agropecuário e de Mudança de Uso da Terra contabilizaram as emissões das respectivas atividades, incluindo as emissões do solo, uma das mais importantes fontes de GEE (Bustamante et al., 2015).

Assim, objetivou-se com este trabalho quantificar os estoques de C (CO_2) nos diversos compartimentos e as emissões de GEE do solo de fragmento florestal na borda sul da floresta amazônica, uma região reconhecida pela expansão de áreas agrícolas, com taxas ainda elevadas de redução da cobertura da vegetação nativa.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na fazenda experimental da Embrapa Agrossilvipastoril, Sinop, MT (11° 51' 38.14" S e 55° 36' 3.45" W), situado no sul da Amazônia pela classificação do IBGE. O clima da região é classificado como Am (tropical de monção), com outono e inverno secos e primavera e verão chuvosos (Alvares et al., 2013). O solo da área é classificado como LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (Viana et al., 2015), textura argilosa, com horizonte A moderado e relevo plano. A camada de 0-10 cm tem pH de 4,6, C de 4,6%, N de 0,3%, soma de bases de 0,5 cmol_c kg⁻¹, saturação por bases de 10%, e teores de argila, silte e areia de 48%, 11% e 41%, respectivamente. A localização do fragmento florestal estudado pode ser observada na Figura 1.

Para avaliar as condições microclimáticas no interior do fragmento florestal foram instaladas duas estações meteorológicas automáticas, mensurando a temperatura do ar e a temperatura do solo. O monitoramento das variáveis foi contínuo durante todo o período experimental, visando à caracterização do microclima em diferentes condições ambientais às quais o fragmento florestal esteve submetido. Para isso, foram utilizados sensores específicos acoplados a sistemas automáticos de aquisição de dados ("datalogger") programados para leituras a cada 5 s e obtenção dos valores médios diários. A temperatura do ar foi medida com sensores protegidos por abrigos micrometeorológicos, instalados a 1,7 m de altura, e a temperatura do solo foi medida com termistores, instalados a 4 cm de profundidade. As temperaturas médias diárias do ar e do solo durante todo o período de avaliação são apresentadas na Figura 2.

Estoques de carbono e nitrogênio

Os estoques de C e de N foram estimados nos 5 compartimentos descritos pelo IPCC (2006) para florestas: 1) biomassa de parte aérea; 2) biomassa de raiz; 3) galhos e trocos mortos; 4) serrapilheira e 5) matéria orgânica do solo.

Para quantificação dos estoques de C na biomassa das árvores foi utilizada a equação alométrica estabelecida por Nogueira et al. (2008), para indivíduos de floresta aberta do sul da Amazônia: Matéria seca de parte aérea = -1,717 + 2.413 ln (diâmetro da árvore). Eles foram obtidos em amostragem sistemática da vegetação no qual o diâmetro na altura do peito (DAP), 1,30 m da superfície

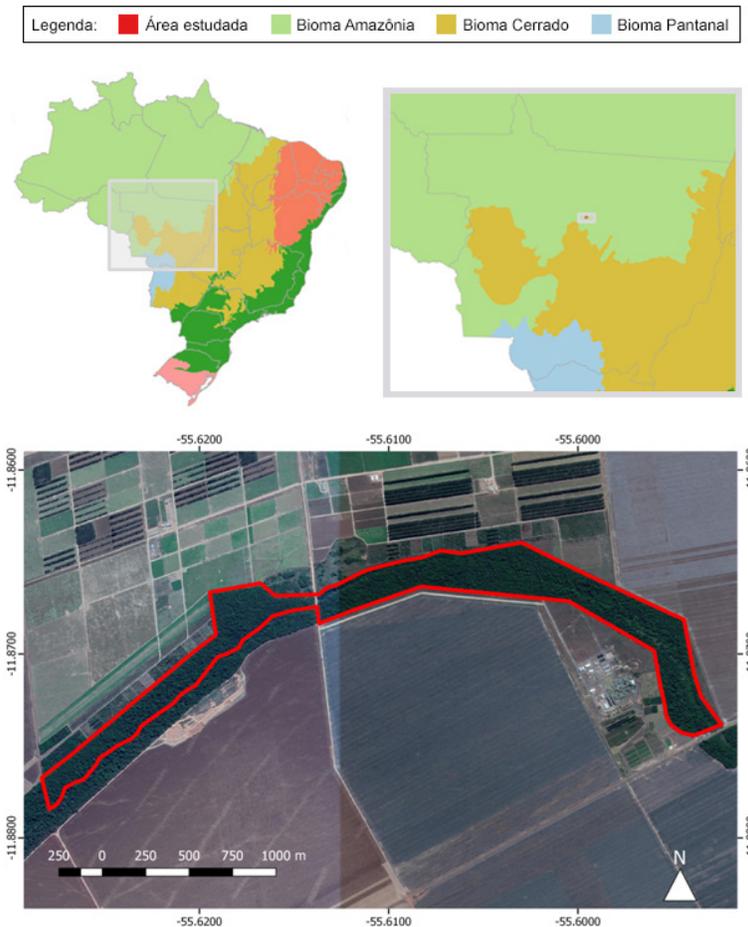


Figura 1. Localização do fragmento florestal estudados na borda sul da floresta amazônica, em Sinop, MT

do solo, foi medido das árvores de 77 parcelas ($n=77$) de 100 m^2 , perfazendo aproximadamente $0,77 \text{ ha}$. Em cada parcela foram considerados somente indivíduos arbóreos vivos de DAP igual ou acima de 5 cm . O fragmento florestal, considerado o ecossistema de referência das formações originais da região, pertence à fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual (Borges et al., 2014). O fragmento estudado possui indícios pretéritos claros de extração seletiva de madeira, bem como passagem de fogo. Esses fatores de degradação estiveram presentes notadamente entre os anos 1990 até 2000, e cessaram a partir da instalação da unidade da Embrapa, em 2009.

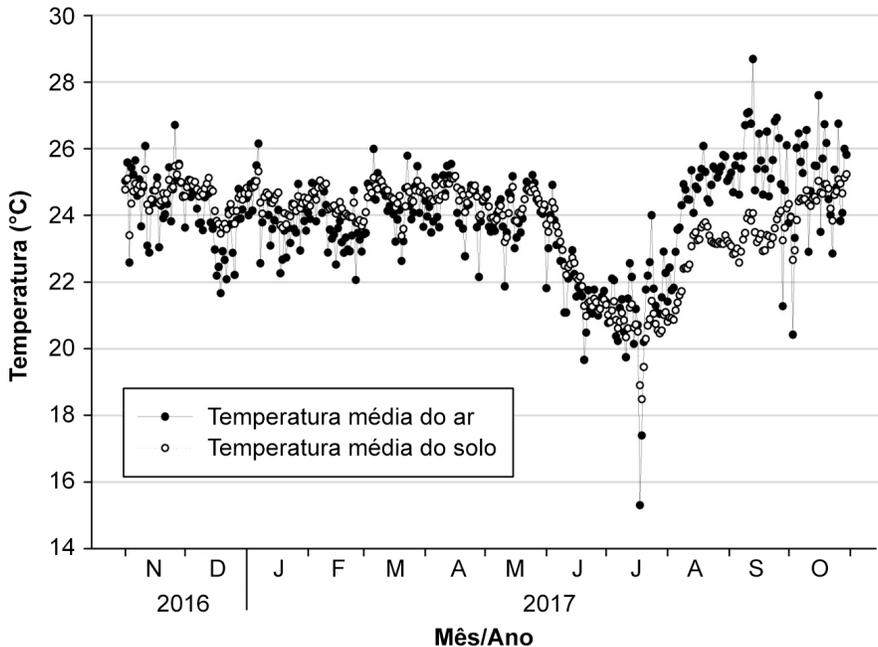


Figura 2. Temperaturas médias diárias do ar e do solo no interior do fragmento florestal no período de novembro de 2016 a outubro de 2017.

Na avaliação do DAP foram mensuradas mais de 450 árvores na categoria com DAP entre 5 e 10 cm (Figura 3). As classes de DAP maiores diminuíram progressivamente a grandeza de frequência, aproximando de zero a partir de 35 cm de DAP (Figura 3). Ao todo foram mensurados 761 indivíduos, o que indicou uma densidade de 988 árvores ha⁻¹.

O segundo compartimento, biomassa de raiz, foi estimado considerando que esta representa 10% da biomassa de parte aérea, conforme determinado por Nogueira et al. (2008). Finalizada a estimativa da biomassa de parte aérea e de raiz do fragmento florestal, calcularam-se os estoques de carbono na biomassa considerando a concentração de 470 kg de C por tonelada de biomassa (aérea e raiz), conforme estabelecido pelo IPCC (2006), como valor “default” para florestas.

Os estoques de C nos galhos e troncos caídos e da serrapilheira foram estimados por meio de coleta de amostras de 9 parcelas (n=9) com auxílio de um gabarito de 1 m², de onde se coletou todo o material da superfície do solo,

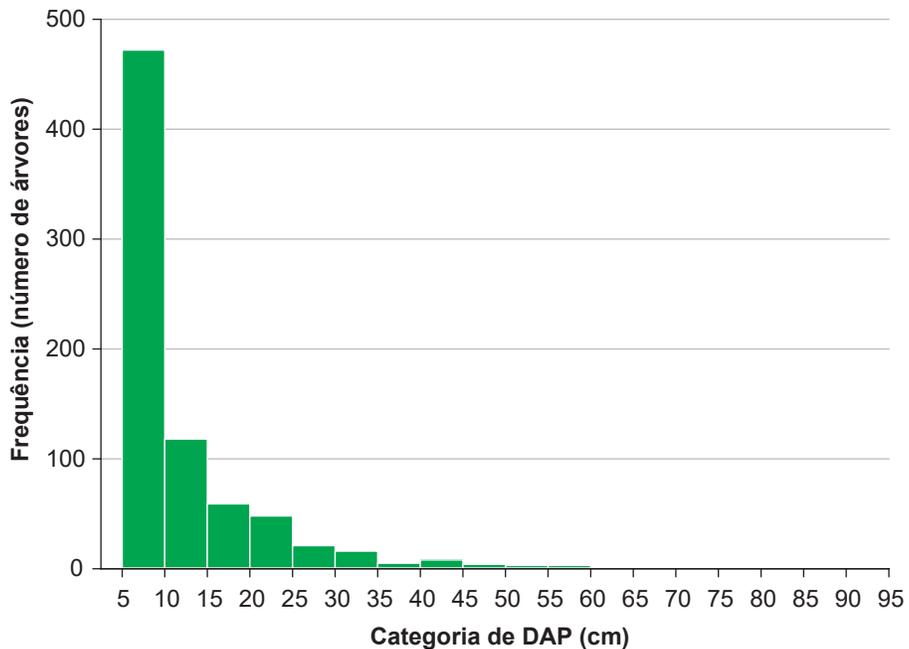


Figura 3. Distribuição de número de indivíduos conforme classes de diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores nas 77 parcelas avaliadas no presente estudo.

separando a serrapilheira dos troncos e galhos mortos. Todos os materiais foram pesados separadamente no campo e uma subamostra de cada fração foi levada ao laboratório, onde foram pesados e submetidos à estufa de circulação forçada de ar a 60°C até peso constante, para calcular a matéria seca das frações. Com esses dados estimou-se a quantidade de matéria seca de serrapilheira, galhos e troncos ($t\ ha^{-1}$). As frações após secagem foram moídas em moinho de rotor vertical tipo Willy e submetidas à análise no CHNS (Elementar) para determinação dos teores de C e N das frações. Dessa forma, de posse dos dados da quantidade de matéria seca e teores de C e N foram calculados os estoques na serrapilheira, galhos e troncos.

Os estoques de C e N no solo foram calculados segundo Veldkamp (1994), sendo estoque de C/N ($t\ ha^{-1}$) = $\Sigma (CO/NO \times Ds \times e)$, em que CO/NO é o teor de C orgânico/N orgânico total do solo ($dag\ kg^{-1}$) na camada amostrada; Ds corresponde à densidade do solo na camada amostrada ($kg\ dm^{-3}$) e “e” a espessura da camada amostrada (cm). Ao todo foram amostrados 3 pontos no fragmento

florestal (n=3) para coleta nas camadas de 0 cm – 10 cm, 10 cm – 20 cm, 20 cm – 30 cm, 30 cm – 40 cm e 40 cm – 50 cm. Para determinação do CO/NO foram coletadas amostras deformadas, secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha para obter a terra fina seca ao ar (TFSA), que foi pulverizada em almofariz de ágata e depois submetida à análise elementar por combustão seca no CHNS para determinação dos teores de C e N. Na determinação da Ds foi realizada coleta de amostras indeformadas com cilindros de 98 cm³ nas respectivas camadas de solo avaliadas. A massa do solo de cada cilindro foi obtida depois das amostras serem submetidas à estufa a 105°C até peso constante.

Emissões de gases

As emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo foram avaliadas de novembro de 2016 a outubro de 2017 utilizando câmaras estáticas manuais ventiladas em formato retangular modelo base-topo, sendo a base constituída de metal e o topo de polietileno. A dimensão da câmara foi de 60 cm x 40 cm x 9 cm de comprimento, largura e altura, respectivamente. No centro do topo da câmara foi acoplada uma torneira de três vias para amostragem de gás em seringa de 20 cm³, e na lateral da câmara foi instalado um tubo para ventilação interna (*vent*) (Parkin; Venterea, 2010). As coletas de gases foram realizadas com periodicidade bissemanal (a cada 14 dias) (Nascimento; Rodrigues, 2019) sempre no período da manhã, entre 8 e 11 h, com quatro amostras coletadas durante 60 min em intervalos de 20 min, se obtendo assim as amostras nos tempos 0 min, 20 min, 40 min e 60 min (Parkin; Venterea, 2010). No momento da coleta de gases também foi monitorada a temperatura interna da câmara com auxílio de termômetro digital. No fragmento florestal foram distribuídas 5 câmaras (repetições), seguindo as recomendações de Parkin e Venterea (2010).

As amostras nas seringas foram transferidas para frascos de vidro (*vial* de 20 cm³), depois de selados e submetidos a vácuo, e foram destinadas à determinação das concentrações em Cromatógrafo Gasoso Shimadzu 2014, equipado com injetor automático e detector de ionização de chama, para determinação do CO₂ (depois de passar por um metanador) e CH₄, e equipado também com detector de captura de elétrons (ECD), para determinação do N₂O. A curva

analítica foi obtida pela determinação de três concentrações conhecidas de padrões dos gases analisados: CO₂, CH₄ e N₂O.

A partir dos resultados analíticos foi ajustado o modelo linear relacionando as variações nas concentrações de gases dentro da câmara em função do tempo (0 min, 20 min, 40 min e 60 min). Esses dados foram utilizados para o cálculo do fluxo de CO₂, CH₄ e N₂O do solo para a atmosfera, seguindo a equação proposta por Hutchinson e Livingston (1993): Fluxo (C-CO₂, C-CH₄, N-N₂O/ m⁻² h⁻¹) = (dC/dt) x V/A x (m/Vm); em que: dC/dt = variação na concentração dos gases na câmara em função do tempo; V = volume da câmara (L); A = área da câmara (m²); m = peso molecular (g); Vm = volume molecular do gás (L).

Os resultados dos fluxos foram utilizados para a estimativa das emissões acumuladas de cada gás ao longo do período avaliado, calculadas pelo método da integração numérica de Newton-Cotes (Rochette et al., 2015).

No mesmo período de avaliação das emissões de GEE foram avaliados o pH, a disponibilidade de amônio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻) e o espaço poroso preenchido por água (EPPA) da camada de 0 cm – 10 cm do solo da área de estudo, variáveis que influenciam nos processos relacionados às emissões (Butterbach-Bahl et al., 2013). As amostras deformadas de solo, coletadas mensalmente com auxílio de trado, foram divididas em duas porções: parte para se obter a terra fina seca ao ar (TFSA) e parte armazenada em câmara fria. O pH foi determinado na TFSA pelo método potenciométrico em água deionizada em uma relação 1:2,5 (solo:H₂O) (Teixeira et al., 2017). As amostras armazenadas em câmara fria foram utilizadas para determinação da disponibilidade de NH₄⁺, NO₃⁻ e EPPA. A extração de NH₄⁺ e NO₃⁻ foi realizada em KCl 1 mol L⁻¹, utilizando uma relação solo:solução de 1:5, com agitação por 1 h e seguidas centrifugações (uma a 5 mil RPM e outra a 14 mil RPM), para se obter o sobrenadante. A determinação do NH₄⁺ e NO₃⁻ foi realizada por espectrofotometria, conforme Teixeira et al. (2017). O EPPA foi determinado conforme Linn e Doran (1984). Para isso foi determinada a densidade de partículas (Dp) pelo método do balão volumétrico (Flint; Flint, 2002), a Ds foi determinada pelo método do cilindro (98 cm³) e a umidade gravimétrica mediante secagem da amostra em estufa a 105 °C até peso constante.

Análise estatística

Os dados gerados foram convertidos para gráficos e tabelas, compondo os materiais ilustrativos do documento. O erro padrão da média foi aplicado para as seguintes variáveis: teores de C, de N, Ds, estoques de C e N do solo; matéria seca, teores e estoques de C e de N de parte aérea, de raiz, de galhos e troncos e da serrapilheira; emissões acumuladas e fluxos de CO₂, CH₄, N₂O, disponibilidade de NH₄⁺ e NO₃⁻, pH e EPPA. Os resultados de fluxo de gases do solo também foram submetidos à análise de correlação linear de Pearson com as variáveis do solo do fragmento florestal: NH₄⁺, NO₃⁻, pH, EPPA e temperatura média diária do solo.

Para realizar o balanço de C do fragmento florestal, as emissões de GEE acumuladas ao longo do ano de avaliação foram apresentadas separadamente para cada gás e também em equivalente de carbono (CO₂-eq) considerando o potencial de aquecimento global do CH₄ e do N₂O de 25 e 310 vezes o potencial do CO₂, respectivamente (IPCC, 2006). Além disso, os estoques de C estimados em todos os compartimentos foram convertidos para CO₂-eq pela fórmula CO₂-eq = 44/12*estoque de C (Torres et al., 2017).

Resultados e Discussão

Teores de C e N, e densidade do solo

Os teores de C e de N decresceram à medida do aumento da profundidade (Figura 4a e 4b), fenômeno característico de Latossolos (Viana et al., 2015; Oliveira et al., 2017). A densidade do solo (Ds) aumentou com a profundidade (Figura 4c), resultado que corrobora estudos desenvolvidos em condições similares de floresta na Amazônia (Bernoux et al., 1999; Silva Júnior et al., 2009; Santos, 2014; Marques et al., 2016). A camada de 0 cm – 10 cm teve o menor valor de Ds, seguido pela camada subjacente. Nas demais camadas, de 20 cm – 30 cm, 30 cm – 40 cm e 40 cm – 50 cm, foram observados valores similares de Ds.

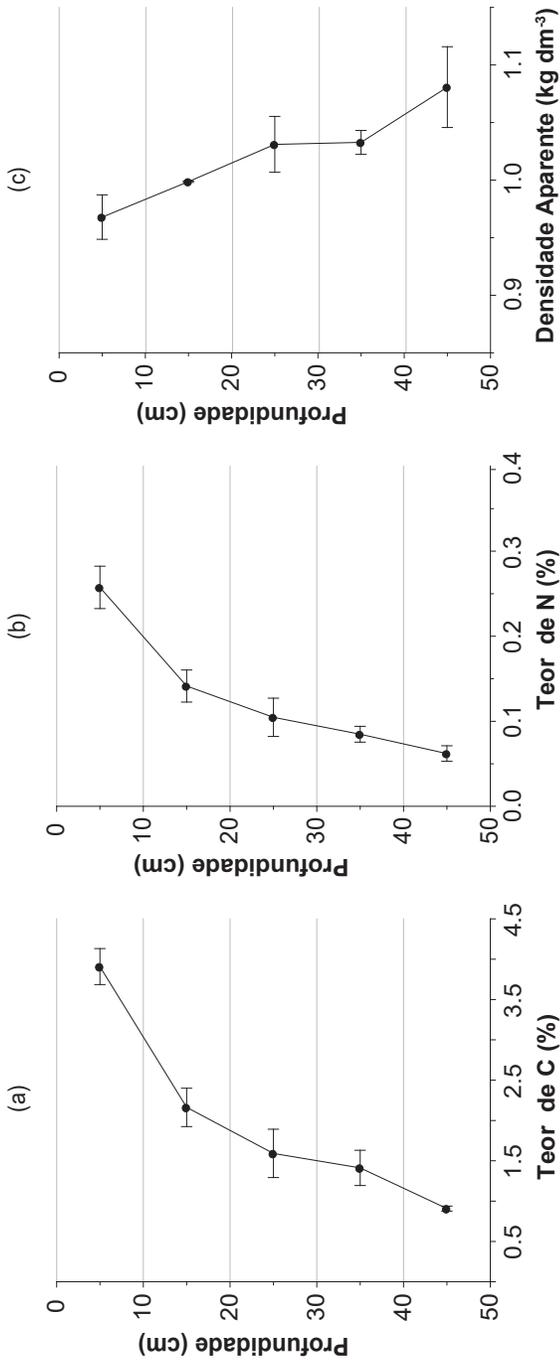


Figura 4. Teores de C (a), teores de N (b) e densidade aparente (c) nas camadas do solo do fragmento florestal avaliado. Barras horizontais correspondem ao erro padrão da média (n=3).

O teor de C na camada de 0 cm – 10 cm de profundidade foi de cerca de 4%, diminuindo pela metade na camada subjacente, 10 cm – 20 cm, com valores de cerca de 2%. Nas camadas de 20 cm – 30 cm e 30 cm – 40 cm foram observados teores semelhantes de C, com valores entre 1,8% e 1,2% (Figura 4a). Na camada de 40 cm – 50 cm foi observado o menor teor de C, com valor abaixo de 1%. O teor de C das camadas iniciais até 30 cm de profundidade avaliados por Bernoux et al. (1999), Silva Júnior et al. (2009), Santos (2014) e Marques et al. (2016) mostraram resultados menores em relação aos dados gerados pelo presente estudo. Contudo, o teor de C das camadas aqui estudadas corrobora Conceição et al. (2017), que estudaram o mesmo fragmento florestal.

O teor de N das camadas de solo do fragmento florestal também seguiu a mesma dinâmica de diminuição com o aumento na profundidade, com valores de cerca de 0,25% na camada de 0 cm – 10 cm, e valor de aproximadamente metade na camada subjacente (10 cm – 20 cm), chegando a 0,06% na última camada, 40 cm – 50 cm (Figura 4b), corroborando resultados observados por Bernoux et al. (1999), Santos (2014) e Conceição et al. (2017) para solos de fragmento florestal do bioma Amazônia.

Estoques de carbono nos compartimentos do fragmento florestal

A biomassa da parte aérea foi estimada em 175 t ha⁻¹ (Tabela 1), com erro padrão da média de aproximadamente 20 t ha⁻¹, o que significa que os valores de biomassa variaram entre 155 e 195 t ha⁻¹ de matéria seca. Esses valores representam um pouco mais da metade da biomassa observada para a floresta original densa na mesma região onde foi desenvolvido o presente estudo (Nogueira et al., 2008). O valor de 175 t ha⁻¹ para a biomassa de parte aérea do fragmento florestal está abaixo de todos os estudos reportados por Houghton et al. (2001) realizados no mesmo bioma e latitude. Por outro lado, os valores de biomassa de parte aérea estão acima dos valores observados para florestas secundárias relatadas por Elias et al. (2019).

Para a biomassa de raiz foi estimado valor de cerca de 17 t ha⁻¹, que representa 54% menos biomassa que um sistema similar avaliado por Nogueira et al. (2008). Para a matéria seca de galhos e troncos caídos e serrapilheira foram observados valores de 2,33 t ha⁻¹ e 11,47 t ha⁻¹ no fragmento florestal,

Tabela 1. Estoques de C e N de compartimentos de fragmento florestal do sul da Amazônia.

| Compartimento | Matéria seca (t ha ⁻¹) | Teor de C (kg t ⁻¹) | Estoque de C (t ha ⁻¹) | Teor de N (kg t ⁻¹) | Estoque de N (t ha ⁻¹) |
|------------------------|------------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|
| Floresta (Parte aérea) | 175,45±19,63 | 470,0±20,0 | 82,48±9,22 | - | - |
| Floresta (Raiz) | 17,54±1,96 | 470,0±20,0 | 8,25±0,92 | - | - |
| Galhos e Troncos | 2,33±0,53 | 468,6±5,5 | 1,11±0,26 | 7,32±0,59 | 0,02±0,003 |
| Serrapilheira | 11,47±1,12 | 463,4±4,7 | 5,33±0,53 | 14,56±0,85 | 0,17±0,015 |
| Solo | - | - | 99,90±8,00 | - | 6,50±0,736 |
| Total | 206,79±23,2 | - | 197,07±18,98 | - | - |

Valores seguidos após o símbolo ± correspondem ao erro padrão da média. Floresta - Parte aérea – n=77; Floresta – Raiz – n=77; Galhos e Troncos – n=9; Serrapilheira – n=9; Solo – n=3.

respectivamente (Tabela 1). Se convertida em porcentagem, a biomassa de parte aérea, de raiz, de galhos e troncos e serrapilheira representaram, respectivamente, 85 %, 8 %, 1 % e 6 % em relação à matéria seca total de 206,79 t ha⁻¹ destes 4 compartimentos.

Na biomassa da parte aérea da floresta foi estimado cerca de 80 t ha⁻¹ de C e na biomassa de raiz um pouco mais de 8 t ha⁻¹ (Tabela 1). O estoque de C na biomassa da parte aérea obtido no presente estudo é menor do que todos os valores reportados por Houghton et al. (2001), o que se justifica pela área estudada ser de floresta secundária e em recuperação, com a maior parte das árvores com DAP menor que 15 cm (Figura 3).

Nos galhos e troncos foram observados estoques de C de 1,11 t ha⁻¹, e 5,33 t ha⁻¹ na serrapilheira. O solo foi o compartimento com o maior estoque de C, com valor de aproximadamente 100 t ha⁻¹. O estoque total de C, somados todos os compartimentos avaliados e indicados pelo IPCC, foi de cerca de 200 t ha⁻¹.

Os estoques de N estimados nos galhos e troncos, na serrapilheira e no solo foram de aproximadamente 0,02 t ha⁻¹, 0,17 t ha⁻¹ e 6,5 t ha⁻¹ de N, respectivamente. Os resultados evidenciam o maior acúmulo de N no solo do que nos

compartimentos depositados na superfície, o que mostra o importante papel da matéria orgânica do solo na ciclagem de N nas áreas do fragmento florestal. A distribuição dos estoques de C e de N de acordo com a profundidade do solo pode ser observada na Figura 5.

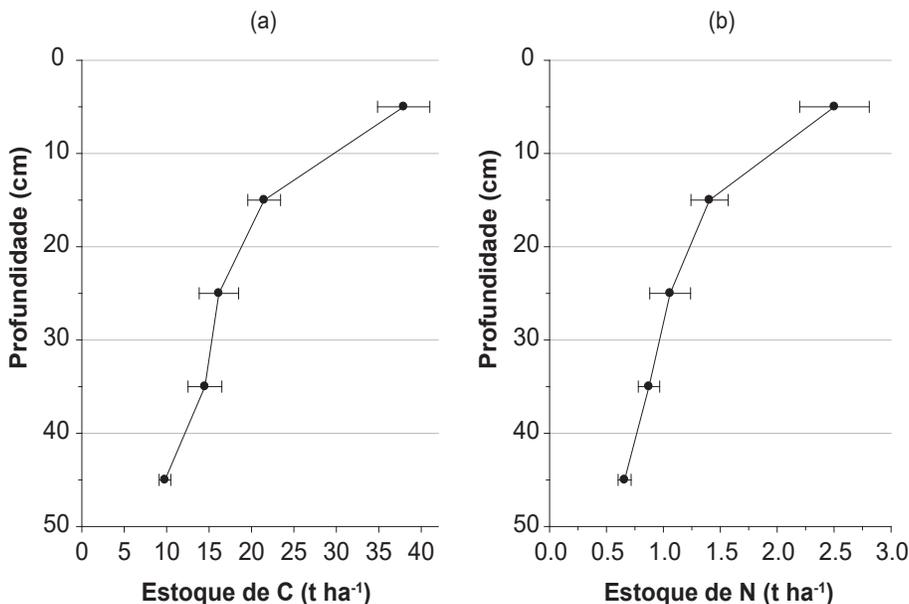


Figura 5. Estoques de C (a) e de N (b) de acordo com a profundidade do solo do fragmento florestal avaliado (Sinop, Mato Grosso). Barras horizontais correspondem ao erro padrão da média (n=3).

Os maiores estoques médios de C e de N foram observados na primeira camada, de 0-10 cm, com valores de aproximadamente 38 t ha⁻¹ e 2,5 t ha⁻¹, respectivamente. Para a mesma profundidade de solo de floresta na Amazônia, Bernoux et al. (1999) encontraram valores de aproximadamente 22 t ha⁻¹ de C e 2,1 t ha⁻¹ de N.

Na camada subjacente, de 10 cm – 20 cm, foi observado estoque médio de C de pouco mais de 20 t ha⁻¹ e cerca de 1,5 t ha⁻¹ de N (Figura 5), valores menores de C e maiores de N do que os observados por Bernoux et al. (1999). Nas camadas de 20 cm – 30 cm e 30 cm – 40 cm foram observados estoques semelhantes de C, com valores médios de aproximadamente 15 t ha⁻¹. Nas mesmas camadas foram observadas quantidades similares de N, com valores

de aproximadamente 1 t ha⁻¹. Na camada mais profunda, 40 cm – 50 cm, foi observado o menor estoque de C, com valor menor que 10 t ha⁻¹, e estoque de N menor que 0,7 t ha⁻¹. Como alguns trabalhos analisam e comparam estoques de C e N do solo até a camada de 30 cm de profundidade, os estoques dentro da mesma profundidade foram de 75,59±7,17 t ha⁻¹ de C e 4,97±0,65 t ha⁻¹ de N. Conceição et al. (2017) observaram os mesmos valores de estoque de C e N para a camada de 0 cm – 30 cm do solo do mesmo fragmento florestal. Bernoux et al. (1999), por sua vez, observaram estoques de mais de 100 t ha⁻¹ de C na camada de 0 cm – 30 cm de fragmento florestal da Amazônia.

Fluxos de gases de efeito estufa

Os fluxos de CO₂ foram maiores no período chuvoso, de novembro de 2016 a maio de 2017, com pico destacado no mês de fevereiro de 2017 (Figura 6a), cujo valor foi de aproximadamente 450 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. Contudo, em geral os fluxos de CO₂ do solo durante o período chuvoso se mantiveram entre 100 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ e 200 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ (Figura 6a). Somente em 5 datas de amostragem os fluxos foram superiores a 200 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. A partir de maio até outubro de 2017, período de baixa precipitação e também de menores valores de temperatura do ar e do solo (Figura 2), as emissões de CO₂ se mantiveram abaixo de 100 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. Os valores de fluxo de CO₂ corroboram os resultados observados em solos sob floresta secundária do oeste da Amazônia nos períodos de maior e menor umidade do solo, com valores entre 100 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ e 250 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ (Ferreira Junior et al., 2017). No estudo realizado por Wanyama et al. (2019) foi observado fluxo de CO₂ de Nitossolo sob floresta nativa no oeste do Quênia com valores variando entre 60 C-CO₂ m⁻² h⁻¹ e 140 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. Já Petijean et al. (2019) relataram emissão média anual de CO₂ de um Latossolo sob floresta amazônica na Guiana Francesa de cerca de 110 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, inferior à média observada no presente estudo, que foi de pouco menos de 150 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹.

Os fluxos de CH₄ foram, na maioria das vezes, abaixo de 20 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹, com muitos dos valores não diferindo de zero (Figura 6b), o que corroboram os dados encontrados por Wanyama et al. (2019) e Zhao et al. (2019), que observaram resultados próximos ou iguais a zero para emissões de CH₄ do solo de floresta. Observou-se que de junho a setembro de 2017, período com

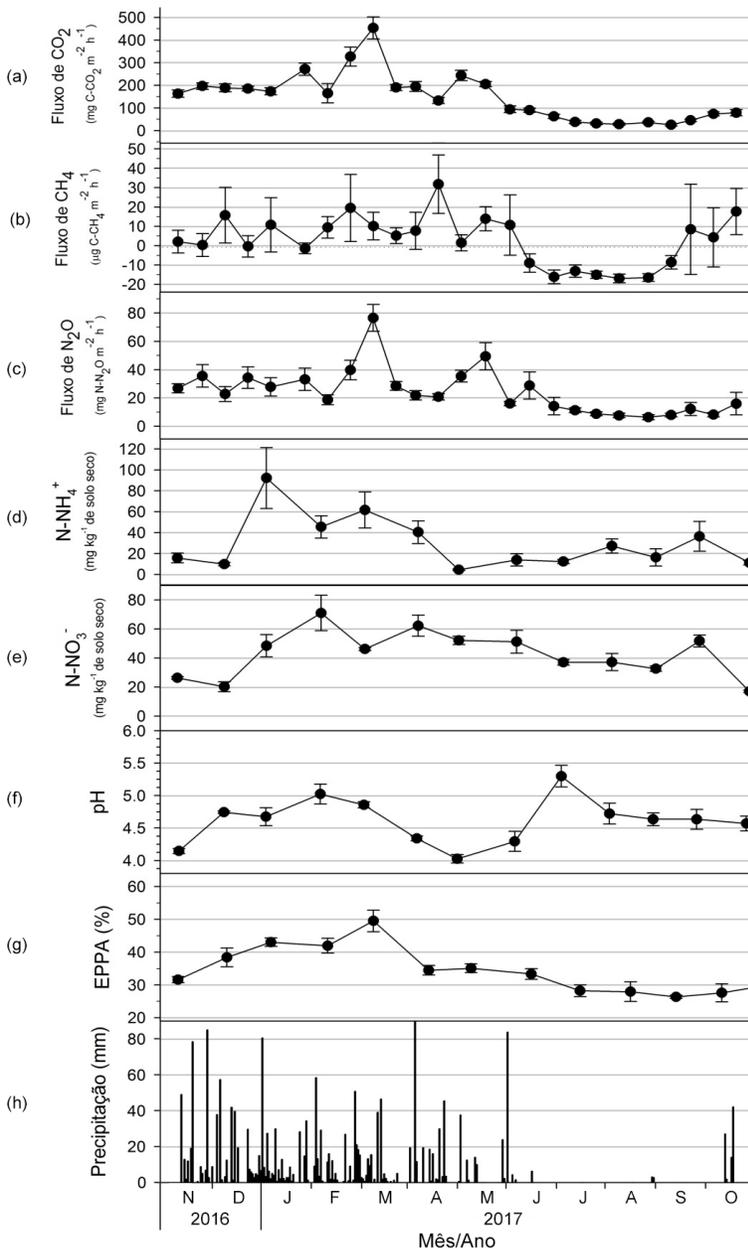


Figura 6. Fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O do solo, teores de NH₄⁺ e NO₃⁻, pH, EPPA da camada de 0-10 cm do solo e precipitação pluvial no período de novembro de 2016 a outubro de 2017. As barras verticais representam erro padrão da média.

menores valores de temperatura do ar e do solo (Figura 2), houve consumo de CH_4 pelo solo do fragmento florestal. Os valores observados nessas datas de coletas estiveram entre $-15 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $-10 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Ressalta-se o alto erro padrão da média calculados em algumas datas de amostragem, como em setembro/outubro de 2017.

Os fluxos de N_2O também foram maiores no período chuvoso, com valores em sua maioria entre $20 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $40 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Figura 6c). Destacam-se dois picos de fluxos de N_2O , em fevereiro e maio de 2017, com valores de $80 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $50 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente. No período seco, notadamente a partir de junho, coincidindo com os meses com menores valores de temperatura do ar e do solo (Figura 2), os fluxos se mantiveram abaixo de $20 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Melillo et al. (2001), avaliando os fluxos de N_2O do solo da floresta Amazônica de Rondônia por mais de um ano observaram fluxos majoritariamente entre $10 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e $30 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. A média de fluxo de N_2O do solo da floresta amazônica oriundos de 13 trabalhos reportados por Meurer et al. (2016) foi de aproximadamente $28 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, corroborando a média anual de fluxo do presente estudo, com valor de cerca de $24 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Os valores de N mineral na camada de 0 cm – 10 cm do solo variaram ao longo do ano avaliado (Figuras 6d e 6e). Os valores de NH_4^+ nos dois primeiros meses foram abaixo de 20 mg kg^{-1} , com uma alta para cerca de 100 mg kg^{-1} em janeiro de 2017 (Figura 6d). A partir de janeiro foi observada uma diminuição progressiva nos teores de NH_4^+ até atingir valores menores que 30 mg kg^{-1} a partir de maio até o final das avaliações. O NO_3^- também foi menor nos dois primeiros meses, com valores de cerca de 20 mg kg^{-1} de solo (Figura 6e), e houve aumento da disponibilidade para cerca de 70 mg kg^{-1} em fevereiro de 2017. De março a setembro de 2017 o teor de NO_3^- variou entre 40 mg kg^{-1} e 60 mg kg^{-1} , com tendência de diminuição progressiva nos valores. No último mês avaliado o teor de NO_3^- foi menor que 20 mg kg^{-1} . O maior predomínio de NO_3^- em relação ao NH_4^+ na camada de 0-10 cm do solo do fragmento florestal pode ser reflexo da adequada porosidade, que condiciona a oxidação de NH_4^+ para NO_3^- (Butterbach-Bahl et al., 2013). Os valores de NH_4^+ corroboraram os resultados observados por Melillo et al. (2001) e os resultados de NO_3^- estão superiores aos observados pelos mesmos autores para solos da floresta amazônica.

Os valores de pH da camada de 0 cm – 10 cm do solo do fragmento florestal variaram entre 4 e 5,3 ao longo do ano avaliado (Figura 6f). Nos meses de novembro de 2016, abril, maio e junho de 2017, os valores de pH foram menores que 4,5. Em dezembro de 2016, janeiro, fevereiro, março e julho de 2017 os valores foram de aproximadamente 5. Nos demais meses de 2017 os valores de pH voltaram a se aproximar de 4,5. Os valores de pH observados no presente estudo desfavorecem a denitrificação (Philippot et al., 2009), o que explicaria a manutenção de teor elevado de NO_3^- .

O espaço poroso do solo preenchido por água variou entre 25 % e 50 % (Figura 6g). No início do período chuvoso o EPPA foi de aproximadamente 30 %, com aumento progressivo até março de 2017, data em que o EPPA do solo foi de 50 %. A partir de abril os valores de EPPA diminuíram progressivamente de 35 % até 25 % em setembro de 2017. Os referidos valores de EPPA refletem a dinâmica de precipitação do ano avaliado (Figura 6h).

Os maiores picos de fluxos de CO_2 e N_2O coincidiram em fevereiro de 2017. No mesmo mês foi observado também o maior valor de EPPA e teores médios de NH_4^+ e NO_3^- de aproximadamente 60 mg kg^{-1} e 50 mg kg^{-1} . Como não havia nenhum fator limitante para a ocorrência dos processos relacionados às emissões destes dois gases, ou seja, as condições do solo do fragmento florestal estavam ideais para os grupos de microrganismos envolvidos nos processos, ocorreram os picos de fluxos destes gases. Salienta-se que foi observada outra coincidência de picos de fluxos de CO_2 e N_2O no mês de maio de 2017, com menor intensidade em relação ao pico de fevereiro, e ao mesmo tempo foram observados baixos valores de pH, EPPA e NH_4^+ .

Para facilitar o entendimento da relação entre as emissões de gases e as variáveis do solo do fragmento florestal, foi aplicado a correlação de Pearson (Tabela 2). A maior correlação positiva foi observada entre o CO_2 com o EPPA do solo, seguido do N_2O também correlacionado com o EPPA. Embora com valor menor, para o CH_4 também foi observado correlação positiva de 0,53 com o EPPA. Com a variável EPPA, além de extrair a informação da umidade, também é possível inferir sobre o estado oxidativo do solo (Davidson, 1991), variáveis relacionadas com todos os processos responsáveis pelas emissões dos GEE analisados (Butterbach-Bahl et al., 2013; Oertel et al., 2016).

A baixa correlação das formas minerais do N no solo com os fluxos de N_2O indica que as emissões de N_2O pode ter ocorrido por outras vias que não a nitrificação/denitrificação. Uma evidência de outra via de formação do N_2O foi o elevado teor de NO_3^- ao longo do ano, sugerindo que a denitrificação em solo de fragmento florestal pode ser pequena, o que é coerente tendo em vista a adequada aeração em solos com abundância de árvores e matéria orgânica, condições desfavoráveis à denitrificação (Butterbach-Bahl et al., 2013). Neste caso, uma via provável para a formação de N_2O seria a nitrificação desnitrificante, em que o nitrito (NO_2^-), forma intermediária de N no processo de nitrificação antes de formar o NO_3^- , sofre a denitrificação por bactérias, o que leva a formação de N_2O (Hayatsu et al., 2008).

Os fluxos de todos os GEE tiveram correlação de aproximada 0,60 (Tabela 2) com a temperatura média diária do solo do fragmento florestal, corroborando os dados de Schaufler et al. (2010), que concluíram que os fluxos destes gases para a atmosfera respondem positivamente ao aumento da temperatura do solo. Ressalta-se que a correlação dos fluxos com a temperatura média diária do ar foi baixa para todos os gases, com valores de 0,09, 0,16 e 0,03 para o CO_2 , CH_4 e N_2O , respectivamente.

Tabela 2. Coeficientes da correlação de Pearson entre as variáveis do solo e as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O .

| GEE | NH4+ | NO3- | pH | EPPA | Temperatura média (°C) |
|--------|------|------|-------|------|------------------------|
| CO_2 | 0,40 | 0,39 | -0,18 | 0,88 | 0,66 |
| CH_4 | 0,12 | 0,10 | -0,43 | 0,53 | 0,60 |
| N_2O | 0,29 | 0,27 | -0,33 | 0,76 | 0,58 |

As emissões acumuladas de GEE do solo do fragmento florestal são apresentadas na Figura 7a e 7b. Nos 12 meses de avaliações foram emitidos cerca de 12 t ha^{-1} de CO_2 e 2 kg ha^{-1} de N_2O . Quanto ao CH_4 as emissões foram praticamente zero. Em termos de C equivalente (CO_2 -eq), depois de convertidos o CH_4 e N_2O para CO_2 , as emissões acumuladas do solo do fragmento florestal foi de cerca de 13 t ha^{-1} em um ano de avaliação. O N_2O contribuiu com um pouco mais de 600 kg ha^{-1} de CO_2 -eq. A maior contribuição do CO_2 para as emissões do solo está relacionada a dois processos: a respiração heterotrófica, a qual é promovida pelos microrganismos do solo que realizam

a oxidação da matéria orgânica; e a respiração autotrófica, promovida pelas raízes das plantas (Bond-Lamberty et al., 2004).

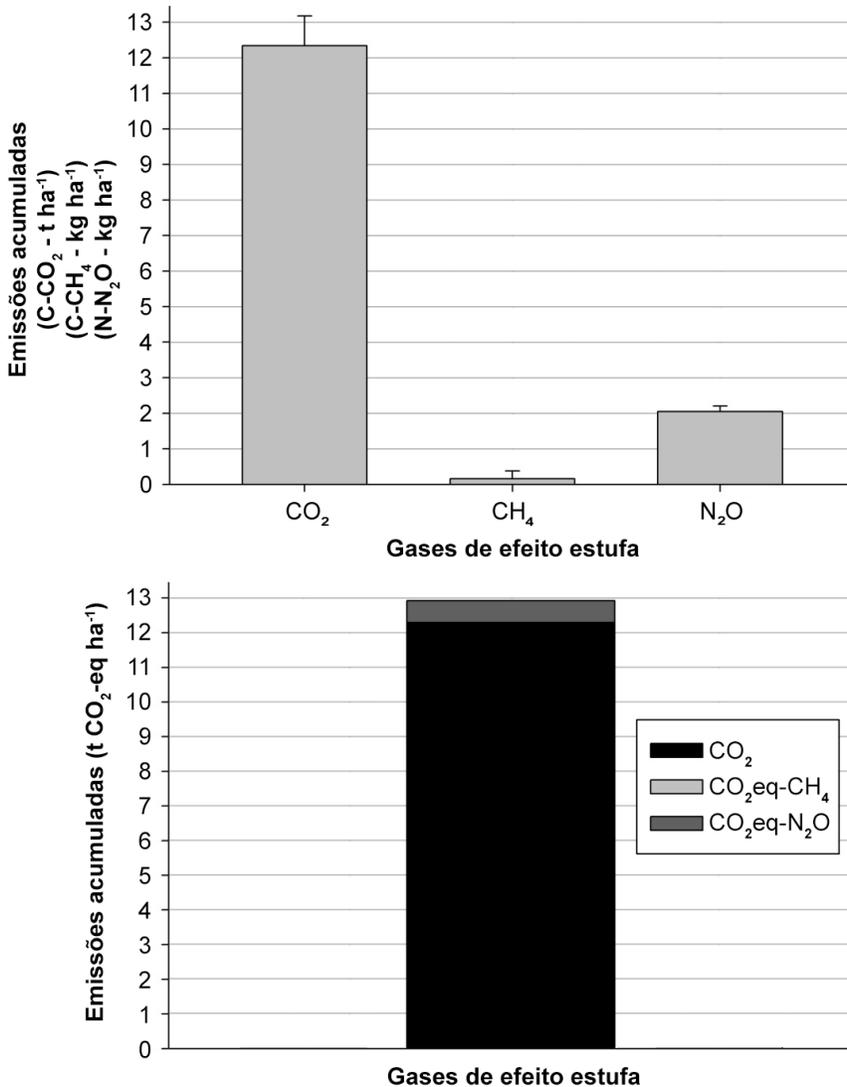


Figura 7. Emissões acumuladas de CO₂, CH₄ e N₂O do solo no período de novembro de 2016 a outubro de 2017. As barras verticais na Figura a representam erro padrão da média.

Balanco de carbono

Conforme descrito anteriormente, as emissões acumuladas de GEEs do solo do fragmento florestal foi de cerca de 13 t ha^{-1} de $\text{CO}_2\text{-eq}$ (Figura 8). A soma dos estoques de C nos compartimentos do fragmento florestal convertidos para CO_2 resultou em aproximadamente 720 t ha^{-1} de CO_2 (Figura 8). Os dois maiores compartimentos, solo e parte aérea da floresta, contribuíram, respectivamente, com cerca de 50 % e 41 % do estoque total de C de todos os compartimentos estimados. As raízes contribuíram com apenas a 4,2 % do estoque total de CO_2 do fragmento, galhos e troncos com 0,6 % e a serrapilheira com 2,7 %.

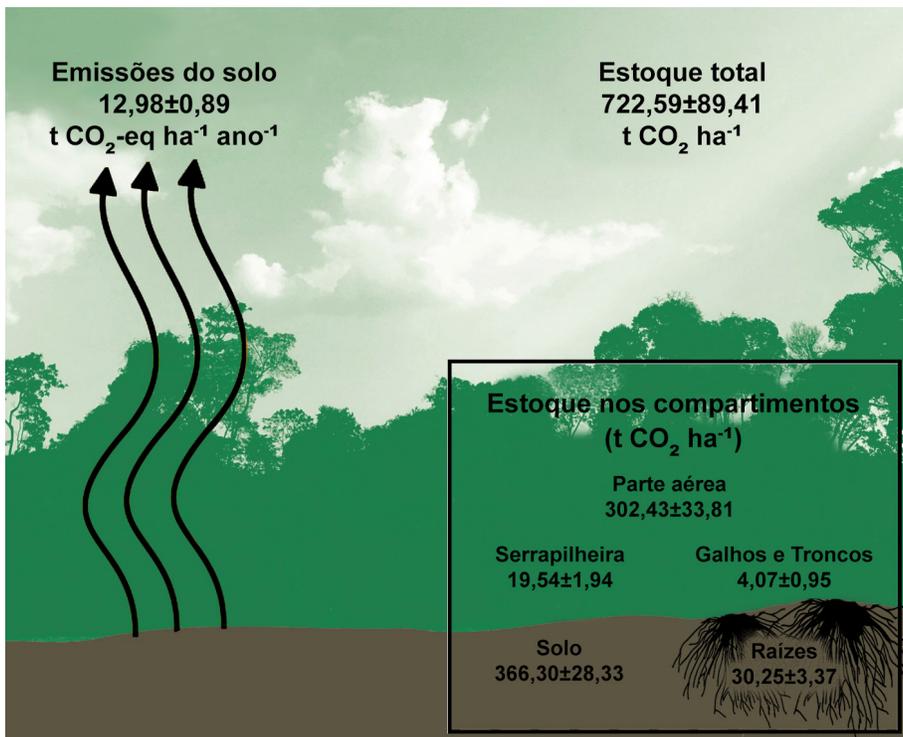


Figura 8. Emissões de GEE do solo ($\text{CO}_2\text{-eq}$) e estoques de C ($\text{CO}_2\text{-eq}$) de compartimentos do fragmento florestal secundário no sul da Amazônia. Médias seguidas pelo erro padrão da média.

As emissões totais do solo em $\text{CO}_2\text{-eq}$ representaram apenas 1,8 % em relação aos estoques totais de $\text{CO}_2\text{-eq}$. Se comparadas as emissões do solo e

somente os estoques em termos de CO₂-eq, as emissões corresponderam a 3,5 % do total de CO₂-eq estocado no compartimento. Os resultados obtidos são importantes para o entendimento da dinâmica das emissões de áreas com vegetação natural, as quais muitas vezes são consideradas referências para comparação de resultados de pesquisas que avaliam o potencial de diversos sistemas em sequestrar e estocar C e também em mitigar as emissões de GEE. Assim, as relações entre as emissões e os estoques permitem apontar a real contribuição dos sistemas em avaliação para as emissões de GEE, tendo em vista que, se for considerado somente as emissões, os sistemas naturais podem ser taxados como mais emissores do que os sistemas antropizados.

Destaca-se que as emissões de GEE correspondem ao período de um ano, e os estoques de C refletem a remoção de C da atmosfera com alocação e armazenamento nos diferentes compartimentos que ocorreram ao longo de anos, com aumento gradativo no C acumulado nos diferentes compartimentos. Para estabelecer a taxa de sequestro de C pelo fragmento florestal, o que permitiria calcular a remoção líquida anual do sistema natural de referência, seria necessário realizar as mesmas avaliações depois de alguns anos, para que as mudanças possam ser percebidas, aos moldes de Elias et al. (2019), que observaram uma taxa média de 1,08 t ha⁻¹ ano⁻¹ de acúmulo de C na biomassa de parte aérea. Na pesquisa conduzida por Poorter et al. (2016) foi encontrada taxa de 3,05 t ha⁻¹ ano⁻¹ de acúmulo de C para o compartimento parte aérea, o que representa mais de 7 vezes da taxa de 0,43 t ha⁻¹ ano⁻¹ adotada para a floresta primária do bioma Amazônia (Bustamante et al., 2015). Se for considerada a taxa de sequestro anual entre 1 t ha⁻¹ e 3 t ha⁻¹ pela parte aérea do fragmento florestal (Poorter et al., 2016; Elias et al., 2019), somente a biomassa da floresta secundária conseguiria mitigar entre 4 t CO₂-eq e mais de 11 t CO₂-eq por hectare. Vale também destacar que foram mensurados no presente estudo somente os indivíduos arbóreos com DAP acima de 5 cm, não tendo sido contabilizados os regenerantes e mesmo outras formas vivas, como arbustos, herbáceas e lianas, o que poderia elevar ainda mais a contribuição da biomassa aérea nos estoques de C.

Importante destacar que os estoques de CO₂ na floresta, principalmente nos compartimentos acima do solo, representam uma porção importante do estoque total, mas que grande parte pode ser transferida para a atmosfera na ocorrência de incêndios florestais. O Terceiro Inventário Nacional de Emissões

e Remoções Antrópicas de GEE do Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas compilou vários trabalhos e chegou a um valor médio de oxidação de 35,6 % em caso de ação do fogo em área de floresta Amazônica (Bustamante et al., 2015). Isso significa que na ação de queimada da floresta, mais de 35 % do C estocado na parte aérea, nos galhos e troncos mortos e na serrapilheira seriam emitidos para a atmosfera na forma de CO₂. Em uma analogia com a floresta secundária aqui estudada, na hipótese de passagem de fogo pela área de 1 ha de mata, cerca de 250 t de CO₂ seriam transferidos para a atmosfera. O solo, por sua vez, consegue proteger parte do C do fogo, impedindo ou diminuindo, em um primeiro momento, a oxidação do C para CO₂ por essa via.

Todos os resultados mostram o potencial das florestas secundárias na manutenção do C e do N dos ecossistemas terrestres, o que destaca a importância de iniciativas como o REDD+ para a redução das emissões relacionadas ao setor florestal. Associado a esse serviço ambiental, tem-se também outros serviços proporcionados pela conservação e restauração das florestas secundárias, como o adequado funcionamento do ecossistema com manutenção da biodiversidade e fluxos gênicos de animais (incluindo polinizadores e controladores naturais de pragas) e plantas, além do ciclo da água, os quais impactam diretamente o cotidiano da vida humana. Para o avanço do conhecimento de áreas sob florestas secundárias, pesquisas devem buscar correlacionar serviços ambientais promovidos por estas áreas, como, por exemplo, a diversidade com os estoques de C e o seu impacto no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Trabalhos nesse tema se alinham aos resultados obtidos por Ferreira et al. (2018), que relacionaram os estoques de C com a biodiversidade de florestas tropicais da Amazônia central que sofreram diferentes tipos de distúrbios antrópicos. Neste trabalho, conclui-se que as florestas que sofreram distúrbios e, conseqüentemente, tinham menores estoques de C, possuíram correlação positiva entre biodiversidade e incremento dos estoques de C. Esses resultados destacam ainda mais o potencial de florestas secundárias, que possuem estoques de C inferiores aos de florestas conservadas, mas não menos importantes no contexto de provimento de serviços ecossistêmicos.

Referências

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; GERALDES, A. P. A.; FERNANDES, S. A. P. Carbono e nitrogênio em solo de uma cronosequência de floresta tropical – pastagem de Paragominas. **Scientia Agricola**, v. 56, n. 4, p. 777-783, 1999. Doi: 10.1590/S0103-90161999000400003.
- BOND-LAMBERTY B.; WANG C.; GOWER, S. T. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? **Global Change Biology**, v. 10, n. 10, p. 1756-1766, 2004. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x
- BORGES, H. B. N.; SILVEIRA, E. A.; VENDRAMIN, L. N. **Flora arbórea de Mato Grosso:** tipologias florestais e suas espécies. Cuiabá: Entrelinhas, 2014. Disponível em: https://www.inputbrasil.org/wp-content/uploads/2017/11/Flora_Arborea_de_Mato_Grosso.pdf. Acesso em: 10 ago. 2019.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; CÉSAR, R. G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 219-234, 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria Executiva da Comissão Nacional para REDD+. **Segundo sumário de informações sobre como as salvaguardas de Cancun foram abordadas e respeitadas pelo Brasil durante a implementação de ações de redução de emissões provenientes do desmatamento no bioma Amazônia.** Brasília, DF: MMA, 2019. Disponível em: <<http://diretorio.mma.gov.br/index.php/category/83-bmub-pomuc-politicas-sobre-mudanca-do-clima?download=1132>>. Acesso em: 10 ago. 2020.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of tropical ecology**, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- BUSTAMANTE, M.; SANTOS, M.M.; SHIMBO, J.; CANTINHO, R.; MELLO, T.; OLIVEIRA P.C.; CUNHA, P.; MARTINS, F.V.; AGUIAR, A.; OMETTO, J. **Terceiro inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa:** setor uso da terra, mudança do uso da terra e florestas. 2015. Relatórios de Referência. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/images/FREL/RR_LULUCF_Mudana-de-Uso-e-Floresta.pdf#page=259&zoom=100,0,94>. Acesso em: 10 out. 2019.
- BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: biological sciences**, v.368, n. 1621, 20130122, 2013. Doi:10.1098/rstb.2013.0122
- CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ZAMBRANO, A. M. A.; AIDE, T. M.; BRANCALION, P. H. S. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, e1501639, 2016. Doi: 10.1126/sciadv.1501639

CONCEIÇÃO, M. C. G.; MATOS, E. S.; BIDONE, E. D.; RODRIGUES, R. A. R.; CORDEIRO, R. C. Changes in soil carbon stocks under integrated crop-livestock-forest system in the Brazilian Amazon region. **Agricultural Sciences**, v. 8, n. 9, p. 904-913, 2017.

DAVIDSON, E. A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: ROGERS, J. E.; WHITMAN, W. B. (Ed.). **Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes**. Washington, D. C.: American Society for Microbiology, 1991. p. 219-235.

ELIAS, F.; FERREIRA, J.; LENNOX, G. D.; BERENQUER, E.; FERREIRA, S.; SCHWARTZ, G.; MELO, L. O.; REIS JÚNIOR, D. N.; NASCIMENTO, R. O.; FERREIRA, F. N.; ESPIRITO-SANTO, F.; SMITH, C. C.; BARLOW, J. Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. **Ecology**, v. 101, n. 3, e02954, 2019. Doi: 10.1002/ecy.2954.

FERREIRA JUNIOR, M. J. A.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. de; SILVA, R. da; MOURA, J. M. de S. de; FURTADO NETO, A.; PONTE, M. X.; BELDINI, T. P. Assessing the impact of different tillage systems and land uses on CO₂-C emissions in Eastern Amazonia. **African Journal of Agricultural Research**, v. 12, n. 30, p. 2427-2441, 2017. Disponível em: < <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/163138/1/MIERCIO-2017.pdf> >. Acesso em: 10 nov. 2019.

FERREIRA, J.; LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; BERENQUER, E.; LEES, A. C.; BARLOW, J. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 8, p. 744-749, 2018. Doi: 10.1038/s41558-018-0225-7.

FLINT, A. L.; FLINT, L. E. Particle density. In: DANE, J. H.; TOPP, C. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 2002. v. 4. p. 229-240.

GONZALEZ, P.; KROLL, B.; VARGAS, C. R. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest ecology and management**, v. 312, p. 78-91, 2014.

HAYATSU, M.; TAGO, K.; SAITO, M. Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 54, n. 1, p. 33-45, 2008.

HOUGHTON, R. A.; LAWRENCE, K. T.; HACKLER, J. L.; BROWN, S. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, v. 7, n. 7, p. 731-746, 2001. Doi:10.1111/j.1365-2486.2001.00426.x.

HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L. A.; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M.; ROLSTON, D. E. (Ed.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: ASA, CSSA e SSSA, 1993. p. 63-78. (ASA Special Publication 55).

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006. v. 4. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

LEWIS, S. L.; WHEELER, C. E.; MITCHARD, E. T. A.; KOCH, A. Regenerate natural forests to store carbon. **Nature**, v. 568, n. 7750, p. 25-28, 2019.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore-space on carbon-dioxide and nitrous-oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 6, p. 1267-1272, 1984.

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; VITEL, C. M.; MARQUES, E. M. A. Soil organic carbon, carbon stock and their relationships to physical attributes under forest soils in Central Amazonia. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 197-208, 2016. Doi:10.1590/0100-67622016000200002.

MATOS, F. A. R.; MAGNAGO, L. F. S.; MIRANDA, C. A. C.; MENEZES, L. F. T.; GASTAUER, M.; SAFAR, N. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, M. P.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, F. A.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A.; EDWARDS, D. P. Secondary forest fragments offer important carbon biodiversity co-benefits. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 509-522, 2019. Doi:10.1111/gcb.14824.

MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; FEIGL, B.J.; NEILL, C.; GARCIA, D.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.; TIAN, H. Nitrous oxide emissions from forests and pasture of various ages in the Brazilian Amazon. **Journal of Geophysical Research**, v. 106, n. d24, p. 34179-34188, 2001.

MEURER, K. H. E.; FRANKO, U.; STANGE, C. F.; ROSA, J. D.; MADARI, B. E.; JUNGKUNST, H. F. Direct nitrous oxide (N₂O) fluxes from soils under different land use in Brazil—a critical review. **Environmental Research Letters**, v. 11, p. 02300, 2016.

NASCIMENTO, A. F.; RODRIGUES, R. A. R. Sampling frequency to estimate cumulative nitrous oxide emissions from the soil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, e00211, 2019. Disponível em: < <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/201200/1/Sampling-frequency-to-estimate.pdf> >. Acesso em: 10 maio 2020.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNside, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853-1.867, 2008. Doi:10.1016/j.foreco.2008.07.022.

OERTEL, C.; MATSCHULLAT, J.; ZURBA, K.; ZIMMERMANN, F.; ERASMI, S. Greenhouse gas emissions from soils: a review. **Chemie Der Erde – Geochemistry**, v. 76, n. 3, p. 327-352, 2016. Doi: 10.1016/j.chemer.2016.04.002

OLIVEIRA, V. Á. de; JACOMINE, P. K.; COUTO, E. G. Solos do Bioma Cerrado. In: CURI, N.; KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. (Ed.). **Pedologia: solos dos biomas brasileiros**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017. p. 178-226.

PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements. In: UNITED STATES. USDA-ARS. **GRACEnet: sampling protocols**. 2010. (replaces 2003 version). Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Program/212/Chapter%203.%20GRACEnet%20Trace%20Gas%20Sampling%20Protocols.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2015.

PETITJEAN, C.; LE GALL, C.; PONTET, C.; FUJISAKI, K.; GARRIC, B.; HORTH, J.-C.; HÉNAULT, C.; PERRIN, A. S. Soil N₂O, CH₄, and CO₂ Fluxes in Forest, Grassland, and Tillage/No-Tillage Croplands in French Guiana (Amazonia). **Soil Systems**, v. 3, n. 2, 29, 2019. Doi:10.3390/soilsystems3020029.

- PHILIPPOT, L.; CUHEL, J.; SABA, N. P. A.; CHÈNEBY, D.; CHRONÁKOVÁ, A.; BRU, D. Mapping fine-scale spatial patterns of size and activity of the denitrifier community. **Environmental microbiology**, v. 11, n. 6, p. 1518-1526, 2009. Doi: 10.1111/j.1462-2920.2009.01879.x
- POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ZAMBRANO, A. M. A.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; CHAZDON, R. L.; CRAVEN, D.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; CABRAL, G. A. L.; JONG, B. H. J.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S.M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; CÉSAR, R. G.; HALL, J. S.; HERNANDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LETCHER, S. G.; LICONA, J. C.; LOHBECK, M.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; OLIVEIRA, A. A.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, E.; RUIZ, J.; SALDARRIAGA, J. G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; SWENSON, N. G.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I. C. G.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B.; ROZENDAAL, D. M. A. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, p. 211-214, 2016. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature16512>.
- ROCHETTE, P.; CHADWICK, D. R.; KLEIN, C. A. M.; CAMERON, K. Deployment protocol. In: KLEIN, C. A. M.; HARVEY, M. J. (Ed). **Nitrous oxide chamber methodology guidelines**. New Zealand: Global Research Alliance, Ministry of Primary Industries. 2015. p. 34-55.
- SANTOS, L. **Estoque de carbono no solo em área de blowdown na floresta tropical úmida da Amazônia Central**. 2014. 63 f. Dissertação (Ciências de Florestas Tropicais – CFT) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2014.
- SCHAUFLER, G.; KITZLER, B.; SCHINDLBACHER, A.; SKIBA, U.; SUTTON, M. A.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n 5, p. 683-696, 2010. Doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01277.
- SILVA JÚNIOR, M. L.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; MELO, V. S.; MARTINS, P. F.; SANTOS, E. R.; CARVALHO, C. J. R. Carbon content in Amazonian Oxisols after forest conversion to pasture. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1603-1611, 2009. Doi:10.1590/s0100-06832009000600009.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). Manual de métodos de análise de solo. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; OLIVERA NETO, S. N. de; FRAISSE, C.W.; SOARES, C. P. B.; DE CASTRO NETO, F. de; FERREIRA, L. R.; ZANUNCIO, J. C.; LEMES, P.G. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration by agroforestry systems in southeastern Brazil. **Scientific Reports**, n. 7, 16738, 2017. Doi:10.1038/s41598-017-16821-4
- VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 175-180, 1994.
- VIANA, J. H. M.; SPERA, S. T.; MAGALHAES, C. A. de S.; CALDERANO, S. B. **Caracterização dos solos do sítio experimental dos ensaios do Projeto Safrinha em Sinop, MT**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2015. (Embrapa Milho e Sorgo. Comunicado Técnico, 210).

WANYAMA, I.; PELSTER, D. E.; BUTTERBACH-BAHL, K.; VERCHOT, L. V.; MARTIUS, C.; RUFINO, M. C. Soil carbon dioxide and methane fluxes from forests and other land use types in an African tropical montane region. **Biogeochemistry**, v. 143, n. 2, p. 171-190, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00555-8>

ZHAO, J.; PENG, S.; CHEN, M.; WANG, G.; CUI, Y.; LIAO, L.; FENG, J.; ZHU, B.; LIU, W.; YANG, L.; TAN, Z. Tropical forest soils serve as substantial and persistent methane sinks. **Scientific Reports**, v. 9, 16799, 2019. Doi: 10.1038/s41598-019-51515-z.

Embrapa

Agrossilvipastoril

MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA, PECUÁRIA
E ABASTECIMENTO



PÁTRIA AMADA
BRASIL
GOVERNO FEDERAL