Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Atributos químicos, microbiológicos e emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo em
experimento de corte e queima controlada na Amazônia Ocidental

Elizio Ferreira Frade Junior

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas

Piracicaba
2017

Elizio Ferreira Frade Junior
Engenheiro Agrônomo

Atributos químicos, microbiológicos e emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo em
experimento de corte e queima controlada na Amazônia Ocidental
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS EDUARDO PELLEGRINO CERRI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de
Plantas

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Frade Junior, Elizio Ferreira

Atributos químicos, microbiológicos e emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo em experimento de corte e queima controlada na Amazônia Ocidental / versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Elizio Ferreira Frade Junior - - Piracicaba, 2017.

108 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Desmatamento tropical 2. Mudança do uso da terra 3. Estoques de C no solo 4. Estrutura microbiana 5. Emissão de gases de efeito estufa I.
Título

Aos agricultores familiares da Amazônia que sobrevivem com o sistema de corte e queima
EU DEDICO

AGRADECIMENTOS

Eu gostaria de agradecer e expressar minha eterna gratidão para:

- A Universidade de São Paulo, ao Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ – USP (CAPES 7);
- A Universidade Federal do Acre – UFAC;
- A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES e a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Acre –FAPAC pela concessão de bolsa: Processo nº 6068-14-0000348;
- Ao orientador e amigo, Carlos Eduardo Pellegrino Cerri e a todos os professores do Departamento de Ciência do Solo, em especial ao Dr. Fernando Dini Andreote pela oportunidade de trabalho;
- Aos amigos José Carlos e João Andrade, pela grandeza da possibilidade de trabalho no projeto “Combustão de Biomassa de Florestas Tropicais”; FAPESP 2008/04490-4;
- Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente – IBAMA, brigada Jequitiba do Prevfogo de Rondônia, pelo apoio logístico e trabalho desenvolvido por todos os profissionais, em especial ao Elias e Katiane pelas contribuições no desenvolvimento do projeto;
- Agradeço a Stella Matoso pela parceria realizada; agradeço a Maria de Lourdes da Silva Costa, que permitiu a pesquisa em sua propriedade rural e ao amigo Jonathas Farias pela ajuda e companheirismo durante o desenvolvimento do projeto;
- A Eleusa C. Bassi, Taís e Thalita do Laboratório de Matéria Orgânica do Solo; Fernanda Martins, por realizar seu Trabalho de Conclusão de Curso em nosso projeto; as colegas Sonia, Denise e Fernando do laboratório de microbiologia agrícola pela imensurável ajuda, respeito e amizade no desenvolvimento dos trabalhos; ao colega Luiz Silva pelo profissionalismo e apoio na condução das análises químicas no departamento de solos;
- Aos amigos do estado no Acre, Rondônia e toda região Norte do Brasil que compartilham as alegrias da nossa Amazônia;
- Aos amigos dessa caminhada, Izaías, Renatinho, Michelão, Dener, Junior, Eloá e Letícia;
- Aos amigos do Laboratório de Biogeoquímica do CENA, me acolheram com profissionalismo e respeito;
- Meus agradecimentos e eterna gratidão aos amigos Sarah Novais, Mariana Delgado, Marcos Siqueira, Mauricio Cherubin, Pedro Andrade e Tiago Gumiere por ajudar-me a remover as pedras desse caminho;
- Ao mestre e sábio amigo Eduardo Pacca Luna Mattar, pelo apoio, companheirismo e trabalho desenvolvido com responsabilidade e alegria ao longo dos anos;

- Minha abençoada e fiél família, meus pais Elizio Ferreira Frade e Carmem Aparecida Machado Frade, minha irmã Rose Stella Machado Frade, meu sobrinho e afilhado Lucas Machado Frade Galati e minha avó Antonia Oliveira (*in memoriam*);
- Minha amada e admirada esposa, Paula Nascimento Frade e minha sogra maravilhosa Arlete Barbosa;
- A Deus pela luz nos momentos de provações e a todos que não cessaram de rezar por mim;

Essa conquista é nossa! Muito Obrigado!

BIOGRAFIA

ELIZIO FERREIRA FRADE JUNIOR é técnico agrícola formado em 1993 pela Escola Agrotécnica Estadual de Segundo Grau – ETAESG, Benedito Storani de Jundiaí – SP; Engenheiro Agrônomo formado em 2005 pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ, onde iniciou seus estudos em Ciência do Solo; mestre em Ciência do Solo em 2007 pela Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal – UNESP FCAV, onde iniciou sua especialização em química e bioquímica dos solos. Em 2009 ingressou na Universidade Federal do Acre como Docente de Nível Superior na cadeira de Ciência do Solo e Nutrição de Plantas. Em 2010 criou o laboratório de pesquisa em Solos e Nutrição de Plantas, atualmente Laboratório de pesquisa em Solo – Planta – Atmosfera. É membro da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo desde 2010, onde desde 2011 ocupa o cargo de Vice-Diretor do Núcleo Regional Noroeste da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. É Perito Federal Agrário da Justiça federal do Acre, sendo membro titular do Instituto Brasileiro de Avaliações e Perícias de Engenharia de São Paulo – IBAPE/SP. Em 2014 ingressou no Doutorado na Universidade de São Paulo, na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ USP em Piracicaba, para concluir em 2017 sua pós-graduação nível Doutorado em Ciências, área de concentração “Solos e Nutrição de Plantas”.

“Todas as vitórias ocultam uma abdicação”

Simone de Beauvoir

“Cada lágrima ensina-nos uma verdade, pois não existe escola melhor que a adversidade.”

Hugo Fóscolo; Benjamim Disraeli

“Tudo posso naquele que me fortalece, pois meu julgo é suave e meu fardo é leve”

Filipenses 4:13; Mateus 11:28-30

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT	11
1. INTRODUÇÃO GERAL	13
REFERÊNCIAS.....	16
2. ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREA DE CORTE E QUEIMA CONTROLADA DE FLORESTA NATIVA NA AMAZÔNIA	19
RESUMO	19
ABSTRACT	20
2.1. INTRODUÇÃO	20
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2.2.1. Descrição da área de estudo.....	23
2.2.2. Coleta de solo.....	26
2.2.3. Atributos químicos.....	28
2.2.4. Carbono e Nitrogênio.....	28
2.2.5. Análise estatística.....	29
2.3. RESULTADOS	29
2.3.1 Atributos de acidez e CTC do solo.....	29
2.3.2. Macronutrientes do solo	32
2.3.3. Estoque de Carbono e Nitrogênio	35
2.4. DISCUSSÃO.....	37
2.4.1 Impacto do manejo de corte e queima da floresta na acidez e CTC do solo	37
2.4.2. Impacto da queima na disponibilidade de macronutrientes.....	38
2.4.3 Mudanças no estoque de carbono e nitrogênio do solo	40
2.4.4 Qual a dinâmica dos atributos químicos após a queima?.....	42
2.4.5. Gestão de uso da terra após o corte e queima	42
2.5. CONCLUSÃO	43
REFERÊNCIAS.....	44
3. EMISSÕES DE CO₂, CH₄ E N₂O DO SOLO EM ÁREA DE CORTE E QUEIMA CONTROLADA DE FLORESTA NATIVA NA AMAZÔNIA	55
RESUMO	55
ABSTRACT.....	55
3.1. INTRODUÇÃO	56
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	58
3.2.1 Descrição do local de estudo	58
3.2.2 Area de coleta e distribuição de câmaras.....	60
3.2.3 Coleta de gases	62
3.2.4 Fluxos CO ₂ – CH ₄ – N ₂ O e CO ₂ eq.....	63
3.2.5 Análise estatística.....	64
3.3. RESULTADOS	64
3.3.1 Fluxo de C-CO ₂	64
3.3.2 Fluxo de C-CH ₄ e N-N ₂ O.....	66
3.3.3 Fluxo de C-CO ₂ eq e Ceq.....	67
3.4. DISCUSSÃO.....	68
3.4.1 Emissões de gases de efeito estufa.....	68
3.4.2 Dinâmica das emissões de gases de efeito estufa e alteração das propriedades químicas do solo	69
3.4.3 Emissões de Ceq na mudança do uso da terra.....	71
3.5. CONCLUSÃO	72
REFERÊNCIAS.....	72

4. DINÂMICA DA ESTRUTURA MICROBIANA DO SOLO EM ÁREA DE QUEIMA CONTROLADA DE FLORESTA NATIVA NA AMAZONIA 79

RESUMO	79
ABSTRACT	79
4.1. INTRODUÇÃO	80
4.2. MATERIAL E MÉTODOS	82
4.2.1 <i>Descrição da área de estudo</i>	82
4.2.2 <i>Coleta de solo</i>	84
4.2.3 <i>Extração do DNA total do solo</i>	86
4.2.4 <i>Análise dos perfis do T-RFLP</i>	86
4.2.5 <i>Análise estatística</i>	87
4.3. RESULTADOS	87
4.3.1 <i>Estrutura bacteriana na mudança do uso da terra</i>	87
4.3.2 <i>Influência dos atributos químicos do solo na estrutura e diversidade bacteriana</i>	90
4.4. DISCUSSÃO	93
4.4.1 <i>Alteração da estrutura e diversidade bacteriana do solo pelo uso do fogo</i>	93
4.4.2 <i>Estrutura bacteriana e redução da disponibilidade de C e N</i>	94
4.4.3 <i>Alteração da estrutura bacteriana na mudança dos atributos químicos do solo</i>	95
4.5. CONCLUSÃO	97
REFERÊNCIAS	97

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS 105

REFERÊNCIAS 108

RESUMO

Atributos químicos, microbiológicos e emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo em experimento de corte e queima controlada na Amazônia ocidental

Nas últimas décadas as mudanças climáticas foram evidenciadas pelo aumento da temperatura global, diminuição dos estoques de carbono terrestres, associados ao aumento nas emissões de gases de efeito estufa (GEE). A floresta Amazônica é o maior bioma tropical do mundo e desenvolve serviços ambientais estratégicos no planeta. Entretanto, há mais de duas décadas que o desmatamento na Amazônia impulsiona as emissões globais de GEE, diminuindo o armazenamento de carbono do solo com alterações na dinâmica nas populações microbianas e nos ciclos biogeoquímicos pela mudança de uso da terra. O objetivo desse estudo foi avaliar as alterações temporais dos atributos químicos do solo, quantificar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O e verificar as alterações na estrutura bacteriana do solo após o corte e queima de vegetação nativa na Amazônia. O estudo foi desenvolvido em área de vegetação nativa no norte do estado de Rondônia, região sul da Amazônia no Brasil. A área de estudo consistiu-se de quatro hectares, onde foi realizado o corte e queima em 2,25 hectares. Foram realizadas amostragens para avaliação da fertilidade do solo e estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-80 e 80-100 cm. As coletas foram realizadas em vegetação nativa e aos 2, 30, 60, 90, 120, 240 e 365 dias após corte e queima. Foram determinados os atributos pH, Al, H+Al, Ca, Mg, K, P, C, N e calculados os valores de soma de bases, CTC, V % e m %. As coletas para quantificar as emissões dos GEE foram realizadas simultaneamente na área de vegetação nativa e no hectare central da área de corte e queima aos 19, 31, 48, 61 e 81 dias após corte e 2, 4, 6, 8, 15, 31, 45, 61, 88, 122, 153, 180, 240 e 350 dias após queima, com amostragens aos 0, 20, 40 e 60 minutos. Os atributos microbiológicos do solo foram avaliados pela técnica de T-RFLP com amostragens realizadas simultâneas nas duas áreas, aos 32 e 62 dias após o corte e aos 2, 15, 30, 45, 60, 90, 120, e 360 dias após queima da biomassa vegetal. Foi verificado rápido aumento da fertilidade do solo e diminuição da acidez e teores de Al³⁺ após a queima, entretanto esse efeito foi pouco persistente, retornando ao status inicial do solo após um ano. Houve redução de 30 % nos estoques de C e N do solo no final do estudo, evidenciando os efeitos deletérios da mudança do uso da terra nos atributos químicos do solo. Foi registrado redução de 50 % das emissões de CO₂ equivalente após o corte, comparada à vegetação nativa e reduções nas emissões de GEE de 35 % após um ano de estudo. Verificou-se na camada superficial, alterações significativas na estrutura da comunidade bacteriana do solo em decorrência do impacto do fogo e das alterações nos atributos químicos em função da deposição superficial de cinzas no solo, entretanto não foi verificada alterações significativa nas camadas abaixo de 5 cm. Este estudo forneceu importantes informações para o entendimento dos impactos e as alterações causadas pelo processo de conversão florestal tropical pelo corte e queima de vegetação nativa na Amazônia.

Palavra-chave: Mudança do uso da terra; Matéria orgânica do solo; Fertilidade do solo, Gases de efeito estufa; Estrutura bacteriana; Desmatamento tropical

ABSTRACT

Chemical and microbiological attributes and CO₂, CH₄ and N₂O emissions of the soil in controlled slash and burn in the western Amazon

In recent decades, climate change has been evidenced by the increase in global temperature and the decrease in terrestrial carbon stocks, associated with an increase in greenhouse gas (GHG) emissions. The Amazon rainforest is the largest tropical biome in the world and develops strategic environmental services on the planet. However, for more than two decades, deforestation in Amazon has driven global GHG emissions, reducing soil carbon storage with changes in microbial populations dynamics and in biogeochemical cycles due to land use change. The objective of this study was to evaluate the temporal alterations of soil chemical attributes, quantify CO₂, CH₄ and N₂O emissions and verify changes in soil bacterial structure, due to the slash and burn of the native vegetation in Amazon. The study was developed in an area of native vegetation in the north of Rondônia state, southern region of Amazon in Brazil. The study area consisted of 4 hectares, where it was cut and burned in 2.25 hectares. Samples were collected to evaluate soil fertility and carbon (C) and nitrogen (N) stocks at the depths of 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40- 50, 50-60, 60-80 and 80-100 cm. These samples were collected in native vegetation at 2, 30, 60, 90, 120, 240 and 365 days after cutting and burning. The attributes pH, Al, H + Al, Ca, Mg, K, P, C, N were determined and the values of base sum, CEC, base saturation and aluminum saturation were calculated. The samples to quantify GHG emissions were carried out simultaneously in the native vegetation area and in the central hectare of the cutting and burning area at 19, 31, 48, 61 and 81 days after cutting and 2, 4, 6, 8, 15, 31, 45, 61, 88, 122, 153, 180, 240 and 350 days after burning, with samples at 0, 20, 40 and 60 minutes. The microbiological attributes of the soil were evaluated by T-RFLP technique with simultaneous samplings in the two areas, at 32 and 62 days after cutting and at 2, 15, 30, 45, 60, 90, 120, and 360 days after plant biomass burning. A rapid increase in soil fertility and a decrease in acidity and Al⁺³ contents after burning were verified, however this effect was not persistent, returning to the initial soil status after one year. There was a 30 % reduction in soil C and N stocks at the end of the study, evidencing the deleterious effects of land use change on soil chemical attributes. Also, a 50 % reduction in CO₂ emissions after cutting, compared to native vegetation and, a 35 % reduction in GHG emissions after one year of study, were observed. We verified in the surface layer, significant alterations in the soil bacteria structure due to the fire impact and the changes in the chemical attributes, such as surface deposition of ashes. However, we did not verified significant changes in the layers lower than 5 cm. Our study provided important information for understanding the impacts and changes of the tropical forest conversion process by slash and burning native vegetation in Amazon.

Keywords: Land use change; Soil organic matter; Soil fertility; Greenhouse gases; Bacterial structure; Tropical deforestation

1. INTRODUÇÃO GERAL

A primeira revolução industrial a partir de 1760 experimentou com sucesso a aplicação de novas fontes de energia para novos métodos de produção e trouxe rápido crescimento populacional e aumento na produção de alimentos (Ashton, 1997). Entretanto, o uso de novas fontes de energia têm causado mudanças rápidas no clima do planeta, intensificadas pela queima de combustíveis fósseis e desmatamento tropical em novas fronteiras agrícolas.

Em todo o planeta houve uma acentuada perda de florestas tropicais que totalizaram aproximadamente 2,3 milhões de km² na última década e 32% da cobertura florestal global foram suprimidas, com perdas recentes de florestas (2000 a 2012) de 2000 km² ano⁻¹. Até 2013 mais de 750 mil km² de floresta original foram removidas pelo desmatamento global (Hansen et al., 2013). Na Amazônia uma significativa porção da floresta de aproximadamente 8000 km² foi convertida para uso agropecuário anualmente (INPE, 2017).

Nas últimas décadas as mudanças climáticas foram evidenciadas pelo aumento da temperatura global, diminuição dos estoques de carbono terrestres, associados ao aumento nas emissões de Dióxido de Carbono (CO₂), Metano (CH₄) e Óxido Nitroso (N₂O), atribuídas em grande parte às atividades humanas, principalmente ao uso de combustíveis fósseis e mudança do uso da terra nos trópicos úmidos (IPCC, 2007).

A floresta Amazônica é o maior bioma tropical do mundo, abriga mais de um quarto de toda a biodiversidade global com interferências diretas no clima do planeta. A Amazonia representa cerca de 40% das florestas tropicais restantes no planeta, ocupando aproximadamente 60% do território brasileiro (Oliveira Alves et al., 2015). Estima-se que a Amazônia é o maior ponto de acesso à biodiversidade terrestre com funções estratégicas na dinâmica e armazenamento de carbono, manutenção da biodiversidade, além de contribuir para redução do aquecimento global e regulação do clima no planeta (Nunes, 2016). Entretanto, há mais de duas décadas que o desmatamento na Amazônia impulsiona as emissões globais de gases de efeito estufa pela mudança do uso da terra, principalmente à conversão de floresta em pastagens e culturas agrícolas (Lapola et al., 2014) (Figura 1).

Figura 1. (A) cobertura de árvores, (B) perda de floresta e (C) ganho de floresta. Cobertura de árvores são apresentadas em verde, perda de floresta em vermelho, ganho de floresta em azul e magenta é apresentado em (D) para perda e ganho melhorados para uma melhor visualização. Fonte: Hansen et al. (2013).

A mudança do uso da terra iniciada pelo sistema de corte e posterior queima, podem aumentar as perdas e reduzir em média 40% das reservas de carbono, alterando o equilíbrio biogeoquímico e comprometendo o fornecimento de serviços ambientais oferecido pela Amazônia (Brenner et al., 2014; Maynard et al., 2014). As emissões anuais líquidas de carbono dos incêndios florestais tropicais podem atingir até 70 Mg ha^{-1} (Cochrane et al., 1999). Em uma avaliação realizada para estimar as fontes e drenos de carbono globais, registrou-se $1,3 \text{ Pg C ano}^{-1}$ atribuído à mudança de uso da terra, representado pela emissão bruta de desmatamento tropical de $2,9 \text{ Pg C ano}^{-1}$, com sumidouro líquido global de $1,1 \text{ Pg C ano}^{-1}$ (Figura 2).

Figura 2. Sumidouros e fontes de carbono (Pg C ano^{-1}) nas florestas do mundo. As barras coloridas direcionadas para baixo indicam redução de carbono, enquanto as barras direcionadas para cima representam fontes de C. Florestas claras e escuras, florestais globais estabelecidas (tropicais, boreais, temperadas e intactas); florestas de crescimento e vegetação tropicais em verde e escuras após distúrbio antropogênicos; e as emissões de desmatamento tropical marrom clara e escura. Fonte: Pan et al. (2011).

Estudos evidenciam que degradação ambiental associada aos incêndios florestais alteram a dinâmica das populações microbianas pela mudança de uso da terra, alterando o ambiente natural nos novos modelos de uso da terra (Costa et al., 2012; Grimaldi et al., 2014). As alterações no ambiente solo ocorrem imediatamente após conversão de vegetação nativa e têm efeitos na manutenção da fertilidade do solo e no manejo agrícola, atenuando as perdas de nutrientes por erosão, lixiviação ou emissão atmosfera em forma de gases de efeito estufa (Galford et al., 2010), comprometendo a produção agrícola e a segurança alimentar. Os efeitos das interações microbianas dos organismos do solo podem ocorrer ao longo do tempo em resposta às alterações biogeoquímicas e influenciar a emissão de gases de efeito estufa nos solos conduzidos por microrganismos, considerados bons indicadores das mudanças do uso do solo (Navarrete et al., 2015; Petersen et al., 2012).

Estudos realizados na Amazônia com mudança de uso da terra verificaram que as alterações químicas relacionadas aos efeitos da queima de biomassa vegetal alteram a concentração de nutrientes do solo, influenciando a estrutura da comunidade bacteriana, tanto na composição como na abundância (Lammel et al., 2015). A diversidade bacteriana é pouco influenciada pela mudança do uso da terra, mas podem ocorrer alterações na estrutura da comunidade (Jesus et al., 2009), comprometendo os ciclos biogeoquímicos na Amazônia. Os impactos das mudanças climáticas ainda são incertos nos ecossistemas tropicais, mas a conversão

de floresta tropical pelo sistema de corte e queima de vegetação nativa tem impacto direto no sistema solo – planta – atmosfera.

O atual cenário nacional gera incertezas para o futuro ambiental e a preservação dos ecossistemas naturais. Em 2016 o Brasil alterou sua constituição para congelar gastos públicos com a biodiversidade para os próximos 20 anos juntamente com o financiamento de pesquisa, comprometendo a manutenção dos ecossistemas tropicais no Brasil (Magalhães, 2017). Essa decisão coloca em risco a economia e o ambiente da população que vive na Amazônia, assim como, colocará em risco o bem estar social e capital natural da região, pelas mudanças na produção agrícola e fornecimento energético via recursos hídricos. Reduzir as incertezas e gerar informações científicas são contribuições necessárias para avaliarmos as vulnerabilidades dos ecossistemas tropicais, orientar ações estratégicas e contribuir em tomadas de decisões públicas nos programas de desenvolvimento nacional sustentável, com objetivo de manter o patrimônio ambiental da Amazônia e minimizar as mudanças climáticas globais.

Portanto o objetivo geral desse estudo foi verificar as alterações nos atributos químicos, microbiológicos e quantificar as emissões de gases de efeito estufa em área de corte e queima de vegetação nativa na Amazônia e monitorar os efeitos do desmatamento até um ano após a conversão florestal. Nossas hipóteses são: i) após corte e queima da vegetação nativa aumenta a fertilidade do solo e diminui os estoques de carbono e nitrogênio; ii) a conversão florestal via corte e queima diminui as emissões de gases de efeito estufa do solo; iii) o uso do fogo no processo de conversão florestal altera a estrutura e diversidade da comunidade bacteriana do solo.

Referências

- ASHTON, T. S. The industrial revolution 1760-1830. Oxford: Oxford University Press, 1997.
- BERENGUER, E. et al. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, v. 4, n. 1, 2014.
- COCHRANE, M. A. et al. Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. *Science*, v. 284, n. 5421, 1999.
- COSTA, L. G. S. et al. Biomass in different types of land use in the Brazil's "arc of deforestation". *Forest Ecology and Management*, v. 278, p. 101–109, 2012.
- DA SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A. B.; DA FONSECA, G. A. B. The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 689–694, jun. 2005.
- DE OLIVEIRA ALVES, N. et al. Biomass burning in the Amazon region: Aerosol source apportionment and associated health risk assessment. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 277–285, 2015.
- GALFORD, G. L. et al. Greenhouse gas emissions from alternative futures of deforestation and agricultural management in the southern Amazon. *PNAS*, v. 107, n. 46, p. 19649–19654, 2010.
- GRIMALDI, M. et al. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landscape Ecol*, v. 29, p. 311–328, 2014.

- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, v. 342, n. 6160, 2013.
- INPE, 2017. Taxas anuais de desmatamento: 1988 a 2016 [WWW Document]. URL http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis, in: IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE C, Paris, France
- LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change*, v. 4, p. 27–35, 2014.
- MAGALHÃES, A. L. B. Brazil: Biodiversity at risk from austerity law. *Nature*, v. 542, n. 7641, p. 295–295, 15 fev. 2017.
- MAYNARD, D. G. et al. How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environmental Reviews*, v. 22, n. 2, p. 161–178, jun. 2014.
- NAVARRETE, A. A. et al. Multi-Analytical Approach Reveals Potential Microbial Indicators in Soil for Sugarcane Model Systems et al. (2015) Multi- Analytical Approach Reveals Potential Microbial Indicators in Soil for Sugarcane Model Systems. 2015.
- NUNES, P. H. F. The Amazon Cooperation Treaty Organization: A Critical Analysis of the Reasons behind Its Creation and Development. *Brazilian Journal of International Law*, v. 13, 2016.
- PAN, Y., BIRDSEY, R.A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P.E., KURZ, W.A., PHILLIPS, O.L., SHVIDENKO, A., LEWIS, L.S., CANADELL, J.G., CIAIS, P., JACKSON, R.B., PACALA, S.W., MCGUIRE, A.D., PIAO, S., RAUTIAINEM, A., SITCH, S., HAYES, D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*. 333, 988–992. doi:10.1126/science.1204588
- PETERSEN, D. G. et al. Abundance of microbial genes associated with nitrogen cycling as indices of biogeochemical process rates across a vegetation gradient in Alaska. *Environmental Microbiology*, v. 14, n. 4, p. 993–1008, abr. 2012.
- TOLLEFSON, J. Deforestation rates spike in Brazil. *Nature*, 2016.
- WANG, Q. et al. Estimation of gases emitted by forest fires based on remote sensing data. *Journal of Forestry Research*, v. 27, n. 2, p. 369–378, 17 abr. 2016.

2. ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO EM ÁREA DE CORTE E QUEIMA CONTROLADA DE FLORESTA NATIVA NA AMAZÔNIA

RESUMO

A floresta Amazônica representa 40% das florestas tropicais restantes no planeta, é o maior bioma tropical do mundo e desenvolve serviços ambientais imensuráveis ao ser humano. Na Amazônia, a agricultura brasileira gradativamente se dissocia de seu agente mais impactante, o desmatamento. A principal sequência de eventos no processo de mudança de uso da terra está associada à prática de corte e queima seguida pela implantação de pastagens e culturas agrícolas, na qual o carbono e a matéria orgânica do solo são indicadores sensíveis às alterações induzidas pela conversão da floresta em pastagem e agricultura. Em locais sujeitos a incêndios de grande intensidade, pode haver reduções significativas nos teores de nutrientes do solo. O objetivo desse estudo foi avaliar as alterações temporais dos atributos químicos do solo, no processo de corte até um ano após a queima da vegetação nativa. O estudo foi desenvolvido em área de vegetação nativa no município de Candeias do Jamari, região norte do estado de Rondônia. A área de estudo possuía 4 hectares de floresta nativa, onde foi realizado o corte e queima em 2,25 hectares. As amostragens para avaliação da fertilidade do solo e estoques de carbono e nitrogênio foram realizadas em triplicata, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-80 e 80-100 cm. As coletas foram realizadas em vegetação nativa e aos 2, 30, 60, 90, 120, 240 e 365 dias após corte e queima. Foram determinados os atributos pH, Al, H+Al, Ca, Mg, K, P, C, N e calculados os valores de SB, CTC, V% e m%. Os atributos químicos foram submetidos à análise multivariada de discriminante canônica, na qual as variações dentro de cada profundidade foram associadas ao fator tempo. O manejo de corte e queima de biomassa promoveu a redução da acidez do solo e incremento momentâneos nos teores de nutrientes, especialmente nas camadas superficiais do solo, com efeito pouco persistente. A liberação de nutrientes pela queima associada ao volume de precipitação podem ter induzido a transferência de nutrientes para camadas mais profundas do solo. As principais alterações nas propriedades químicas do solo foram a diminuição da matéria orgânica do solo e os estoques de carbono e nitrogênio. A depleção da matéria orgânica do solo após um ano de estudo evidencia os maiores efeitos deletérios do processo de mudança de uso da terra e não somente ao uso agrícola ou pecuário após desmatamento. Sugerimos considerar como valor de partida perda de 30 % da matéria orgânica, atribuída exclusivamente ao processo de corte e queima.

Palavra-chave: Mudança do uso da terra; Matéria orgânica do solo; Estoques de C e N; Nutrientes; Fertilidade do solo; Análise multivariada

ABSTRACT

Amazon rainforest accounts for 40 percent of the world's remaining tropical rainforests. It is the world's largest tropical biome on Earth and develops environmental services essentials to the human life. Brazilian agriculture gradually dissociates itself from its most impacting agent, deforestation. The main sequence of events in the land use change process is associated with the practice of cutting and burning forests followed by the implantation of pastures and agricultural crops. Carbon and soil organic matter are sensitive indicators to the changes induced by the conversion of the forest in pastures and grain yield agriculture areas. In places subjected to high intensity fire, there may be significant reductions in soil organic matter and nutrient contents. The objective of this study was to evaluate the temporal alterations in soil chemical attributes, from the forest cutting process ("slash and burn") up to one year later. The study was developed in an area of native vegetation in Candeias in Jamari city, in the northern region of Rondônia State (Brazil). The study area consisted of 4 hectares of native forest, where it was cut and burned in 2.25 hectares. Sampling for soil fertility and carbon and nitrogen stocks was performed in triplicate, at depths of 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-80 and 80-100 cm. The soil samples were collected in native vegetation at 2, 30, 60, 90, 120, 240 and 365 days, after cutting and burning. The attributes pH, Al^{3+} , $\text{H} + \text{Al}$, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , P, C and N were determined and the values of base sum, base saturation, aluminum saturation and CEC were calculated. Chemical attributes were submitted to a multivariate analysis of canonical discriminant, where the variations within each depth were associated to the time factor. The biomass cutting and burning management promoted reduction in soil acidity and momentary increase in nutrient contents, especially in soil superficial layers, with little persistent effect. The release of nutrients by burning associated with the pluvial volume of precipitation may have induced the transfer of nutrients to soil deeper layers. The main changes in the soil chemical properties were the decrease in soil organic matter and so in carbon and nitrogen stocks. The depletion of soil organic matter after one year of study shows the greater deleterious effect of this land use change process. We suggest to consider as starting value, 30 % loss of organic matter, attributed exclusively to the cutting and burning process.

Keywords: Land use change; Soil organic matter; C and N stocks; Soil fertility, nutrients; Multivariate analysis

2.1. Introdução

As perdas globais de florestas somam 2,3 milhões de km^2 de 2000 a 2012, com aumento de $2101 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ nos trópicos, representando uma perda de 32 % das florestas em zonas tropicais, sendo que metade dessas áreas se encontra na América do Sul (Hansen et al., 2013). A floresta Amazônica é maior bioma tropical no mundo, abriga mais de um quarto de toda biodiversidade do planeta e tem importância imensurável na provisão de água doce, sequestro de carbono (C) e regulação climática global (Betts et al., 2008; Fearnside, 2011; Grimaldi et al., 2014). A floresta Amazônica representa 40% das florestas tropicais restantes no mundo, cobrindo

cerca de 5,5 milhões de km², aproximadamente 60% do território brasileiro (Oliveira Alves et al., 2015; Malhi et al., 2008).

A agricultura brasileira gradativamente se dissocia de seu agente mais impactante, o desmatamento. Apesar da redução no desmatamento nos últimos anos na Amazônia brasileira (Arima et al., 2014; Cisneros et al., 2015), uma significativa porção da floresta (± 8.000 km² em 2016) foi convertida para uso agropecuário anualmente (INPE, 2017). A principal sequência de eventos no processo de mudança de uso da terra, está associada a prática de corte e queima (Mertz et al., 2009; Morton et al., 2006), seguido pela implantação de pastagens extensivas e culturas agrícolas (Lapola et al., 2014).

O uso do fogo está relacionado com a agricultura e a evolução humana (Bowman et al., 2009; Glikson, 2013), sendo uma ferramenta modificadora de ambientes utilizada para limpeza e manejo da terra. O corte e a prática da queima estão intimamente associados ao avanço do desmatamento na Amazônia ao longo dos anos (Aragão e Shimabukuro, 2010; Balch et al., 2010; Cano-Crespo et al., 2015). A agricultura de corte e queima é uma prática de mudança do uso da terra que proporciona inserir ciclos com pastagem e agricultura (Fujisaka et al., 1998), consolidada como prática de baixo custo e fácil adoção, que persiste em função da baixa fertilidade dos solos da Amazônia (Sá et al., 2007).

A floresta Amazônica é um dos maiores reservatórios terrestres de C, estocado na biomassa vegetal e nos compartimentos da matéria orgânica do solo (Berenguer et al., 2014; Pan et al., 2011), entretanto, é constantemente ameaçado pelos incêndios florestais (Balch et al., 2015; Feldpausch et al., 2012; Zald et al., 2016). Estima-se que entre 1996 e 2006 a perda de carbono abaixo e acima do solo para Amazônia brasileira sejam da ordem de 5,6 Gt (Nogueira et al., 2008). Os incêndios florestais podem induzir uma redução média de 40% do carbono estocado, impactando diretamente nos processos biogeoquímicos do solo (Berenguer et al., 2014; Maynard et al., 2014).

Decréscimo nos teores de carbono e nitrogênio do solo (até 40 cm de profundidade) é identificado ao longo dos 10 primeiros até 50 anos após conversão de floresta em áreas agrícolas (Fujisaki et al., 2015). Estes resultados também foram verificados para solos norte-americanos afetados por diferentes intensidades de fogo, os quais ainda registraram diferenças significativas nos teores de carbono e nitrogênio do solo 10 anos após a queima (Johnson and Curtis, 2001). A matéria orgânica do solo (SOM) e o C são indicadores sensíveis às alterações induzidas pela conversão da floresta em pastagem e agricultura (Durigan et al., 2017; Franco et al., 2015; Silva et al., 2016), podendo reduzir até 56% as reservas de carbono e 62% as reservas de nitrogênio (Crutzen and Andreae, 1990; Kauffman et al., 1995). Ao considerarmos que o carbono

armazenado no solo é três vezes superior ao carbono atmosférico (Batjes, 1996; Lal, 2004) no qual as propriedades físicas, químicas e biológicas são atribuídas à quantidade e a qualidade da matéria orgânica do solo (Chen et al., 2007), torna-se elucidativo investigar as causas da diminuição das reservas de carbono e nutrientes pela conversão de ecossistemas naturais (Assad et al., 2013; DON et al., 2011; Ecclesia et al., 2012).

Em locais sujeitos a incêndios de grande intensidade, pode haver reduções significativas nos teores de nutrientes do solo e causar o esgotamento de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e fósforo (P) pela extração madeireira, os quais podem não retornar aos níveis de pré-incineração (Brais et al., 2000). Alterações no pH, acidez e saturação de bases, variáveis em função da gravidade do incêndio, também causam distúrbios na qualidade química do solo, alterando de forma significativa, os atributos de acidez e os cátions trocáveis do solo (Moraes et al., 1996), além do aumento acentuado nos teores de N, P, K, Ca e Mg, mineralizados imediatamente após uso do fogo (Gatto et al., 2003; Rheinheimer et al., 2003). Em florestas tropicais na Nova Zelândia, submetidas ao fogo de intensidade moderada, até 90% de Ca, Mg e K são liberados para solo (Goh and Phillips, 1991), sendo que nas camadas superficiais, os estoques de fósforo orgânicos são convertidos em fósforo total, aumentando a concentração desse nutriente (Galang et al., 2010; Pomianoski et al., 2006).

Apesar de vários trabalhos já terem reportado esta elevação imediata da fertilidade do solo após uso do fogo (Navarrete et al., 2015; Berenguer et al., 2014; Juo and Manu, 1996; Kauffman et al., 1995), poucos estudos foram realizados na Amazônia nos últimos anos acompanhando a dinâmica dos atributos químico do solo após 365 dias da queima. Além disto, conhecimentos sobre a dinâmica de nutrientes após corte e queima de vegetação nativa nos trópicos são escassos (Bahr et al., 2014) e estudos que visam avaliar alterações na dinâmica dos atributos químicos em função das mudanças do uso da terra via corte e queima de vegetação nativa devem ser conduzidos para melhor entendimento das alterações e efeitos da degradação ambiental em ecossistemas antropizados (Berenguer et al., 2014; Galford et al., 2010).

Nesse entendimento, conduziu-se um experimento de corte e queima na região mais intensificada pelo desmatamento da Amazônia no Brasil, com objetivo de avaliar as alterações temporais dos atributos químicos do solo até um ano após o corte e queima de vegetação nativa. As hipóteses testadas foram: i) a elevação temporária da fertilidade do solo após conversão via corte e queima de vegetação nativa desequilibra o sistema solo e há redução da fertilidade ao longo do tempo; ii) os estoques de carbono e nitrogênio do solo reduzem após a queima de biomassa vegetal.

2.2. Material e métodos

2.2.1. Descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido em área particular de vegetação nativa no município de Candeias do Jamari, distante 90 km do município de Porto Velho e a 24 km da Nova Vila Samuel, região norte do estado de Rondônia – RO, Sudoeste da Amazônia Legal no Brasil (8°38'03.75"S e 63°11'52,29"N). A área experimental foi selecionada pela representatividade regional do Bioma Amazônia, região considerada de intensa atividade extrativista madeireira, localizada no sul da Amazônia Legal onde está concentrada a maior área de expansão do desmatamento no Brasil, região conhecido como “Arco do desmatamento” (Fearnside and Graça, 2009).

A área de pesquisa recebeu anuência e concessão de corte e queima do proprietário, assim como foi autorizada pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental de Rondônia – SEDAM e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, órgãos gestores ambientais responsáveis pela autorização de corte e queima de vegetação nativa no estado de Rondônia (Figura 1). A conversão florestal em Candeias do Jamari foi típica da região Amazônica, corte raso com motosserra de todas as espécies presentes na área, sem acomodação ou mecanização em leiras e sem extração seletiva de madeira antes do processo de queima.

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

Fonte: (INPE/Prodes) adaptado do Imazon: <http://imazon.org.br/slide/desmatamento/>

A pesquisa foi realizada em experimento único de corte e queima controlada em vegetação nativa na Amazônia, sem repetições locais, em função da limitação técnica e ambiental de realizar tres procedimentos de queima simultâneos em áreas distintas, limitados pelo custo operacional, risco ambiental, necessidade de mão de obra específica (Balch et al., 2015; Morandini et al., 2013). Outro fator limitante para realização de pesquisa com corte e queima na Amazônia é a dificuldade para obtenção de autorização dos órgãos ambientais. Consequentemente, informações sobre o impacto do sistema de corte e queima na Amazônia, assim como, as alterações no funcionamento do ecossistema, baseiam-se em estudos de perturbações únicas (Turner, 2010) em função da complexa e onerosa repetitividade de corte e queima de vegetação nativa nesse bioma (Righi et al., 2009).

A área está localizada na bacia sedimentar amazônica, formada por sedimentos argilo-arenosos amarelados, caolíníticos, alóctones e autóctones, parcial e totalmente pedogeneizados, gerados por processos aluvio-coluviais (IBGE, 2009), representada por relevo aplainado e clima tropical chuvoso, com solos distróficos, acidez elevada e alta saturação por alumínio (Anjos et al., 2013).

O clima do local é megatérmico, classificado tropical chuvoso, tipo Aw, segundo Köppen-Geiger (Ferraz et al., 2005), com média anual de precipitação pluviométrica entre 1.400 a 2.300 mm ano⁻¹, podendo ocorrer precipitações até 2.600 mm ano⁻¹ (Brown et al., 1995), e precipitação inferior a 20 mm nos meses de inverno com moderado déficit hídrico. Em contraste, a estação chuvosa apresenta seus maiores índices pluviométricos nos meses de janeiro a março com maiores temperatura nos meses de setembro a outubro (Bastos and Diniz, 1982; Lisboa et al., 2012), conforme figura 2.

Figura 2. Precipitação, temperatura máxima, média e mínima de maio de 2014 a agosto de 2015 na área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil. Fonte: dados da Rede do INMET - <http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>

A vegetação local é caracterizada como floresta Ombrófila aberta com gradientes climáticos com mais de 60 dias seco por ano (Leonardo et al., 2012). Os dados do inventário florestal, números de indivíduos, classes de Diâmetro Altura do Peito (DBH) e consumo de biomassa pelo fogo estão disponíveis em Carvalho et al. (2016). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico típico (LAd) ou Typic Hapludox conforme descrição morfológica em perfil pedológico, segundo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo – SiBCS e USDA Soil Taxonomy (Santos et al., 2013; USDA, 2014), respectivamente (tabela 1).

Tabela 1. Característica química e morfológica do solo da área de estudo.

Horizonte	Profundidade cm	MO g.kg ⁻¹	Areia	Silte g.kg ⁻¹	Argila	Classe textural	Cor úmida	Estrutura
O	0 – 6	217,22	299	184	516	Argiloso	7.5YR 4/2	Granular, médio, moderado
A	6 – 11	42,93	165	164	671	Muito argiloso	10YR 6/3	Granular, subangulares, moderado, médio a pequeno
AB	11 – 35	20,34	139	150	711	Muito argiloso	10YR 5/4	Blocos subangulares pequenos
Bw ₁	35 – 58	15,98	142	124	734	Muito argiloso	10YR 6/4	Blocos subangulares médios, moderado a forte
Bw ₂	58 – 92	12,58	121	171	762	Muito argiloso	10YR 5/4	Blocos subangulares médios, moderado a forte
Bw ₃	92 – 1,2m +	8,79	117	127	756	Muito argiloso	10YR 5/6	Blocos subangulares médios, moderado a forte

		pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	P mg kg ⁻¹	Mg	Ca	H + Al	Al mmol _e kg ⁻¹	K	SB	CTC	V %	m %
O	0 – 6	3,6	2,8	- 0,8	22,0	3,0	4,0	319,0	80,0	4,0	11	330,0	3	88
A	6 – 11	3,8	3,4	- 0,4	5,0	1,0	2,0	103,0	43,0	1,0	4	107,0	4	91
AB	11 – 35	3,8	3,4	- 0,4	2,0	0,0	1,0	62,0	31,0	0,0	1	63,0	2	97
Bw ₁	35 – 58	4,0	3,5	- 0,5	2,0	0,0	1,0	49,0	28,0	0,0	2	51,0	4	93
Bw ₂	58 – 92	4,1	3,6	- 0,5	1,0	0,0	1,0	40,0	22,0	0,0	1	41,0	2	96
Bw ₃	92 – 1,2m +	4,5	3,7	- 0,8	1,0	0,0	1,0	37,0	17,0	0,0	1	38,0	3	94

Métodos: pH em água (1:2,5); pH em KCl 1 mol L⁻¹ (1:2,5); Cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extraído com acetato de amônio, quantificado por espectrofotômetro de absorção atômica; Potássio (K) extraído com acetato de amônio, quantificado em fotômetro de chama; acidez potencial (H+Al) extraída com acetato de cálcio, quantificado por titulometria; alumínio (Al) extraído com cloreto de potássio 1 mol L⁻¹, quantificado por titulometria; fósforo (P) extraído com Mehlich 1, quantificado por colorimetria (Santos et al., 2009). ΔpH = pH KCl (1M) – pH H₂O; SB: Soma de bases (SB) trocáveis (mmolc.kg⁻¹); CTC: capacidade troca catiônica (SB+H+Al); V%: saturação de bases (100 x S / CECtotal); m: saturação por alumínio (100 x Al⁺³ / S + Al⁺³)

2.2.2. Coleta de solo

A área de estudo consistiu-se de 4 hectares de floresta nativa, na qual foi realizada o corte e queima em 22.500 m² (2,25 hectares). A coleta de solo após queima foi realizada apenas no hectare central, dividido em 30 unidades amostrais com dimensões de 333,00 m², conforme Figura 3.

2.2.3. Atributos químicos

As amostragens para avaliação da fertilidade do solo foram realizadas em triplicata, em perfil pedológico de 0,6 x 0,6 x 0,6 m, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40 e 40-50 cm. As coletas foram realizadas em vegetação nativa (antes do corte) e aos 2, 30, 60, 90, 120, 240 e 365 dias após corte e queima, distribuídas aleatoriamente em cada unidade amostral, no período de maio de 2014 a agosto de 2015, totalizando oito amostragens e 168 amostras.

Após coleta, as amostras foram secas ao ar e passadas em peneira de 2,00 mm para obtenção de material homogêneo. Os atributos de acidez do solo determinados foram: acidez ativa: potencial de hidrogênio em água (pH) na relação solo/solução 1:2,5; acidez potencial; hidrogênio + alumínio (H+Al) extraídos com acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ e titulado com NaOH 0,025 mol L⁻¹; alumínio (Al) extraídos com KCL 1 mol L⁻¹ e quantificado por titulação NaOH 0,025 mol L⁻¹.

Os macronutrientes do solo quantificados foram: pelos teores extraível de Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg): extraídos KCl 1M e determinados por espectrometria de absorção atômica; fósforo (P) disponível e potássio (K) extraível: extraídos em solução Mehlich 1 (HCl 0,005 mol L⁻¹ + H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹), quantificados por colorimetria em espectrofotômetro e fotômetro de chama, respectivamente. Com os teores obtidos foram realizados os cálculos de Soma de Bases (SB), relacionada com a soma de Ca, Mg e K trocáveis, Capacidade de Troca Catiônica (CECpH7) obtida pela soma de Ca, Mg, K, H e Al, Capacidade de Troca Catiônica efetiva (CECe) referente à soma de soma de bases (SB) e Al, Saturação por Bases (V %), relação entre percentual de SB e CECpH7 e saturação por alumínio (m %) para obter o teor do elemento trocável no solo. Todas as análises foram realizadas seguindo procedimentos analíticos descritos em Santos et al. (2009).

2.2.4. Carbono e Nitrogênio

As coletas de solo indeformadas para avaliação dos estoques de C e N foram realizadas com anel de Kopeck em perfil pedológico de classificação em vegetação nativa (1,2 x 1,2 x 1,2 m) e no hectare central de queima de biomassa aos 2, 30, 60, 90, 120, 240 e 365 dias nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-80 e 80-100 cm.

Para determinação dos teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e relação C/N, as amostras de solos foram secas à sombra, passadas em peneira de 0,150 mm para homogeneização e seu teores determinados pelo método de combustão seca (Nelson and Sommers, 1996) via analisador elementar em forno de combustão com oxigênio a 1350°C (Leco

CN2000®, modelo TruSpec®, Michigan, USA), segundo norma ASTM 5373/2008. A partir da quantificação dos teores de C e N calculou-se os estoques destes elementos utilizando a Equação 1.

$$\text{Estoque (Mg ha}^{-1}\text{)} = T \times d \times h \quad (1)$$

sendo, T: teor de C ou N (%), d: densidade do solo (g cm^{-3}), h: espessura da camada de solo (cm). Foi utilizado para os cálculos de estoque de C e N aos 2 dias após a queima (DAQ) a densidade inicial da vegetação nativa (VN).

2.2.5 Análise estatística

Inicialmente os dados de cada variável estudada foram submetidos à análise de variância (ANOVA), em delineamento inteiramente casualizado com três repetições, considerando o tempo como tratamento principal para cada uma das profundidades. As médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott (Scott and Knott, 1974) com nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

Posteriormente, visando compreender as relações entre os atributos químicos do solo de modo integrado, os dados foram submetidos à análise multivariada de discriminante canônica, na qual as variações dentro de cada profundidade foram associadas ao fator tempo, integrando todas as variáveis químicas nas camadas. A distribuição e correlação canônica foram avaliadas graficamente via biplot. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R, versão 3.1.0 (R Core Team, 2015).

2.3. Resultados

2.3.1 Atributos de acidez e CTC do solo

A consideração da vegetação nativa (VN) como valor de referência possibilitou verificar as alterações em todos os atributos de acidez do solo após a queima da biomassa (QB) (Tabela 1). A camada superficial (até 5 cm) apresentou significativa elevação (28 %) do valor de pH aos 90 dias (5,4) com posterior diminuição (4,3) após um ano da QB, registrando ao final do experimento elevação de 9 % no valor do pH comparado a VN (3,9). Este mesmo padrão também foi verificado para as camadas mais profundas (5 à 50 cm), embora o efeito de

neutralização da acidez tenha sido menos expressivo em relação aquele observado na camada superficial do solo.

A camada superficial do solo apresentou o maior efeito da QB, com diminuição do teor de Al^{3+} em 39 %, comparado a VN. Os teores de Al^{3+} do solo decresceram ao longo do ano para todas as profundidades, com reduções de até 39 % comparadas com a VN. Redução dos teores de Al^{3+} (35 %) também foi observada na camada de 5 – 10 cm após um ano da QB. Os efeitos da queima foram registrados com maior magnitude até 20 cm com reduções médias de 37 % na disponibilidade de Al^{3+} . Dinâmica semelhante foi registrada abaixo de 30 cm do solo, com reduções de 15 e 39 % para os horizontes de 20 – 30 e 30 – 50 cm, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos ácidos do solo em vegetação nativa e após um ano da queima de biomassa vegetal no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

Tempo Dias	pH H ₂ O	H + Al	Al mmol _c dm ⁻³	CTC _{pH7}	CTC _e	m %
0 – 5 cm						
VN	3.9 d ± 0,0	112.5 b ± 6,0	34.5 a ± 0,9	114.6 b ± 6,3	36.6 c ± 1,2	94.3 a ± 0,4
2	3.8 d ± 0,1	118.6 a ± 26,7	35.0 a ± 1,5	129.7 a ± 28,2	46.1 a ± 2,9	76.0 c ± 1,6
30	4.3 b ± 0,1	77.8 c ± 10,9	26.0 c ± 3,6	90.0 c ± 11,0	38.1 b ± 2,0	67.9 d ± 6,0
60	4.3 b ± 0,6	82.4 c ± 6,5	22.3 e ± 1,6	92.9 c ± 9,8	32.8 d ± 3,5	68.5 d ± 9,1
90	5.4 a ± 0,2	51.8 g ± 1,9	24.6 d ± 1,7	63.3 f ± 2,8	36.1 c ± 2,7	68.1 d ± 1,8
120	4.3 b ± 0,1	58.7 f ± 7,3	22.7 e ± 0,7	68.7 e ± 7,7	32.6 d ± 1,1	69.4 d ± 1,5
240	4.1 c ± 0,1	74.6 d ± 11,9	27.5 b ± 1,0	77.5 d ± 7,7	30.4 e ± 2,6	90.7 b ± 4,3
365	4.3 b ± 0,1	68.3 e ± 1,3	21.7 e ± 2,2	71.0 e ± 13,3	24.4 f ± 1,8	89.0 b ± 3,2
CV (%)	6.12	14,67	7.09	14.42	6.92	5.69
5 – 10 cm						
VN	3.9 b ± 0,0	61.9 a ± 6,0	29.3 a ± 0,7	62.7 a ± 6,0	30.0 a ± 0,9	97.5 a ± 0,8
2	3.8 d ± 0,0	48.7 d ± 5,0	23.8 c ± 1,3	51.2 d ± 5,3	26.2 b ± 1,8	90.5 c ± 2,0
30	4.0 b ± 0,0	48.2 d ± 3,4	21.7 d ± 0,1	51.2 d ± 4,3	24.8 c ± 1,0	87.7 d ± 3,2
60	3.8 c ± 0,3	50.0 c ± 1,7	20.3 e ± 0,5	54.4 c ± 1,9	24.7 c ± 1,6	82.3 e ± 5,9
90	3.7 e ± 0,0	52.7 b ± 0,8	25.8 b ± 0,1	56.5 b ± 1,2	29.5 a ± 1,5	87.5 d ± 4,7
120	3.7 e ± 0,0	46.3 e ± 1,9	18.4 g ± 0,6	50.4 d ± 0,8	22.5 e ± 2,1	82.3 e ± 9,4
240	3.9 b ± 0,1	48.2 d ± 0,6	21.7 d ± 0,3	50.1 d ± 0,0	23.6 d ± 0,3	92.0 c ± 2,5
365	4.1 a ± 0,0	51.4 b ± 1,9	19.0 f ± 0,5	52.3 d ± 1,9	19.9 f ± 0,5	95.3 b ± 0,3
CV (%)	3.49	6.41	2.99	6.35	5.54	5.15
10 – 20 cm						
VN	4.1 c ± 0,0	56.4 b ± 12,7	28.5 a ± 1,8	57,2 b ± 12,7	29,3 a ± 1,7	97.0 a ± 0,2
2	4.0 d ± 0,0	62.9 a ± 5,1	21.9 b ± 0,8	64,6 a ± 4,8	23,6 b ± 1,1	92.7 b ± 1,6
30	4.0 c ± 0,0	53.0 c ± 1,4	18.2 d ± 5,0	59,9 b ± 2,3	23,1 b ± 5,6	76,8 e ± 9,5
60	4.2 a ± 0,1	44.9 e ± 2,6	16.2 e ± 1,7	47,8 c ± 1,3	19,1 d ± 1,0	84,8 d ± 7,2
90	3.8 e ± 0,1	53.1 c ± 2,0	18.7 d ± 2,5	55,9 b ± 1,8	21,6 c ± 2,0	86,6 d ± 3,2
120	3.7 f ± 0,0	64.2 a ± 4,0	20.6 c ± 0,5	66,2 a ± 4,1	22,7 b ± 0,8	90,5 c ± 0,7
240	4.0 d ± 0,0	48.6 d ± 1,4	20.3 c ± 1,0	50,0 c ± 1,2	21,8 c ± 1,3	93,2 b ± 0,9
365	4.2 b ± 0,0	54.1 c ± 4,5	17.5 d ± 0,6	55,4 b ± 4,5	18,8 d ± 0,8	93,2 b ± 1,6
CV (%)	2.10	10.07	11.12	9,55	10,53	5,00
20 – 30 cm						
VN	4.2 b ± 0,1	54.7 b ± 3,5	25,1 a ± 1,2	55.5 b ± 3,6	26.0 a ± 1,3	96.7 a ± 0,3
2	4.3 a ± 0,0	41.0 e ± 9,4	17.3 d ± 1,8	41.9 d ± 9,4	18.2 d ± 1,7	94.9 b ± 0,7
30	4.0 d ± 0,0	41.1 e ± 4,6	19.0 c ± 1,0	42.6 d ± 4,3	20.5 c ± 1,2	92.3 c ± 0,8
60	4.2 b ± 0,1	50.2 c ± 5,6	18.6 c ± 3,2	52.7 b ± 5,0	21.1 c ± 2,7	87.7 e ± 6,9
90	3.9 e ± 0,1	47.4 d ± 0,6	15.3 d ± 3,0	48.6 c ± 0,2	16.5 e ± 3,1	92.7 c ± 2,0
120	3.9 f ± 0,0	42.7 e ± 4,2	17.0 d ± 2,9	44.5 c ± 4,3	18.9 d ± 2,7	89.9 d ± 2,5
240	4.1 c ± 0,0	45.9 d ± 13,2	18.3 c ± 1,8	46.8 c ± 13,1	19.2 d ± 1,7	95.2 b ± 0,7
365	4.2 b ± 0,0	59.8 a ± 1,8	21.2 b ± 0,8	60.9 a ± 1,91	22.3 b ± 0,9	95.1 b ± 0,2
CV (%)	2.04	17.54	11,49	16,71	10,36	2,97
30 – 50 cm						
VN	3.9 b ± 0,0	61.9 a ± 6,0	29.3 a ± 0,7	62.7 a ± 6,0	30.0 a ± 0,9	97.5 a ± 0,8
2	4.3 a ± 0,0	51.6 d ± 2,4	23.6 c ± 0,7	52,4 d ± 0,4	24,4 c ± 0,4	96,7 b ± 0,0
30	4.2 c ± 0,0	47.5 e ± 0,6	20.5 f ± 0,5	48,7 e ± 0,7	21,7 d ± 0,5	94,2 c ± 0,6
60	4.1 d ± 0,0	64.1 a ± 5,0	28.4 a ± 0,9	66,4 a ± 5,0	30,7 a ± 0,8	92,6 e ± 1,9
90	4.0 f ± 0,1	56.2 b ± 1,8	26.4 b ± 0,4	58,6 b ± 3,1	28,8 b ± 2,3	92,0 e ± 6,2
120	4.0 e ± 0,0	54.3 c ± 2,5	22.2 e ± 0,6	55,9 c ± 2,4	23,8 c ± 0,6	93,5 d ± 0,3
240	4.2 b ± 0,0	50.7 d ± 2,5	22.8 d ± 0,7	51,9 d ± 2,6	24,0 c ± 0,8	95,0 c ± 0,3
365	4.2 c ± 0,0	47.8 e ± 4,0	17.7 g ± 0,4	48,7 e ± 4,0	18,6 e ± 0,4	95,0 c ± 0,2
CV (%)	1.67	6.69	3,34	6,81	4,71	2,46

VN: vegetação nativa; pH H₂O (1:25); H+Al: Acetato de cálcio 0.5 mol.L⁻¹; Al: KCl 1 mol.L⁻¹; CTC_{pH7} (Capacidade de troca catiônica total): S+H+Al; CECefetiva (Capacidade de troca catiônica efetiva): S+Al; m% (Saturação de alumínio): 100xAl/S+Al; CV: coeficiente de variação: Desvio padrão da média (±) é apresentado à direita. Letras representam diferenças significativas na coluna entre as datas de coleta no mesmo horizonte, conforme teste de Scott-Knott a 5% (p<0,05).

Os teores de hidrogênio + alumínio (H+Al) foram decrescentes ao longo do tempo até 20 cm, com maior redução (39 %) na camada superficial. A camada de 10 cm apresentou redução de 17 % e a camada até 20 cm, a menor redução (4%). Os teores de CTC_{pH7} apresentaram comportamento idêntico aos teores de H + Al na camada superficial de 0 – 5 cm, sendo observada uma relação estatística direta entre CTC_{pH7} e H+Al, com reduções de 37 e 39%, respectivamente. A camada de 5 – 10 cm reduziu em 16% os valores de CTC_{pH7} e 17% os valores de H+Al, permanecendo a mesma dinâmica para camada de 20 – 30 cm, com redução de 3 e 4%, respectivamente.

A capacidade de troca catiônica efetiva do solo (CTCe) aumentou logo após o manejo de QB na camada superficial (0-5 cm); no entanto, apresentou redução significativa em todas as camadas avaliadas ao longo do tempo, com diminuição média de 33, 35 e 26 % nas camadas de 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 50 cm do solo comparado à vegetação nativa.

A saturação por alumínio (m%) apresentou dinâmica temporal associada aos teores de SB até 50 cm. As camadas até 5, 10 e 20 cm diminuíram a m % em 5, 2,2, e 3,0 %, respectivamente. As menores reduções foram registradas abaixo de 20 cm de profundidade no solo, com 1,6 % na camada 20 – 30 cm e 2,5 % para camada de 30 – 50 cm. Os menores valores de m % para a camada de 0 – 20 e 20 – 50 cm foram de 69,4 e 87,7 %, registrados aos 30 dias na camada superficial e aos 60 dias na camada de 10 – 20 cm, respectivamente. Foram verificados efeitos da queima de biomassa em todas as camadas do solo, reduzindo a magnitude com aumento da profundidade. Entretanto, as magnitudes mais significativas foram verificadas nas camadas superficiais e diminuíram após 365 dias da queima, pois aos efeitos temporais da adição das bases trocáveis (Ca, Mg e K) no solo, são restritos a um curto período.

2.3.2. Macronutrientes do solo

Todas as camadas apresentaram alterações nos teores de macronutrientes em decorrência da QB a partir de 2 dias, com magnitudes distintas para cada nutriente (Tabela 2). Na camada superficial do solo, observou-se elevação significativa (91 %) no teor de Ca a partir de 2 dias após a QB, retornando estatisticamente ao valor da VN após um ano, com elevação final de 17 %. A camada de 5 – 10 cm apresentou elevação de 94 % nos teores de Ca aos 120 dias, entretanto, ao final de um ano, não houve diferença significativa nessa camada, comparada a VN. A partir de 10 cm, foi verificado aumento significativo nos teores de Ca, com valores em torno de 40 %, 7 % e 67 % para as camadas de 10 – 20, 20 – 30 e 30 – 50 cm de profundidade, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Macronutrientes do solo em vegetação nativa e após um ano da queima de biomassa vegetal no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

Tempo Dias	Ca	Mg	K mmolc dm ⁻³	SB	V %	P mg.dm ⁻³
0 – 5 cm						
VN	0.91 b ± 0,0	0.04 c ± 0,0	1.11 d ± 0,2	2.06 d ± 0,2	1.8 g ± 0,1	1.03 b ± 0,0
2	1.74 a ± 0,8	0.18 c ± 0,2	9.13 b ± 0,4	11.07 b ± 1,4	8.6 e ± 0,8	2.00 a ± 0,4
30	1.66 a ± 0,8	0.74 a ± 0,4	9.78 a ± 0,7	12.18 a ± 1,8	13.6 c ± 2,5	1.03 b ± 0,5
60	1.38 a ± 1,3	0.45 b ± 0,7	10.12 a ± 1,0	10.52 c ± 3,8	11.1 d ± 3,2	1.97 a ± 2,1
90	0.82 b ± 0,2	0.55 b ± 0,4	10.13 a ± 1,5	11.51 b ± 1,2	18.1 a ± 1,4	0.47 c ± 0,0
120	0.86 b ± 0,8	0.84 a ± 1,1	8.26 c ± 1,2	9.98 c ± 0,7	14.6 b ± 1,5	0.32 c ± 0,1
240	1.01 b ± 0,6	0.73 a ± 0,8	1.16 d ± 0,1	2.90 d ± 1,6	3.6 f ± 1,4	0.59 c ± 0,3
365	1.10 b ± 0,2	0.54 b ± 0,3	1.00 d ± 0,0	2.65 d ± 0,6	3.7 f ± 0,7	0.58 c ± 0,1
CV (%)	64.21	124.76	13.84	22.53	18.70	81,44
5 – 10 cm						
VN	0.10 d ± 0,0	0.00 c ± 0,0	0.64 e ± 0,2	0.74 e ± 0,2	1.1 e ± 0,4	0.20 c ± 0,0
2	0.64 c ± 0,6	0.09 c ± 0,0	1.76 b ± 1,2	2.49 c ± 0,6	4.8 c ± 1,0	0.74 b ± 0,4
30	1.49 b ± 0,3	0.47 b ± 0,3	1.09 d ± 0,3	3.06 b ± 0,9	5.9 b ± 1,3	0.89 b ± 0,7
60	1.13 b ± 0,5	0.54 b ± 0,4	2.75 a ± 1,3	4.42 a ± 1,7	8.0 a ± 3,0	1.04 b ± 1,1
90	1.36 b ± 1,1	0.44 b ± 0,4	1.93 b ± 0,3	3.74 a ± 1,6	6.5 b ± 2,7	1.33 a ± 1,3
120	1.87 a ± 1,5	0.71 a ± 0,5	1.52 c ± 0,4	4.10 a ± 2,4	8.1 a ± 4,6	1.01 b ± 0,3
240	0.49 c ± 0,3	0.56 b ± 0,4	0.82 e ± 0,1	1.88 d ± 0,6	3.7 d ± 1,2	0.38 c ± 0,2
365	0.27 d ± 0,0	0.12 c ± 0,0	0.54 e ± 0,0	0.93 e ± 0,0	1.7 e ± 0,1	0.31 c ± 0,0
CV (%)	81.19	96.06	49.32	48.26	46.36	95.55
10 – 20 cm						
VN	0.35 c ± 0,1	0.00 e ± 0,0	0.47 e ± 0,1	0.82 e ± 0,0	1.6 d ± 0,2	0.49 c ± 0,2
2	0.64 b ± 0,2	0.11 d ± 0,1	0.91 d ± 0,0	1.67 d ± 0,3	2.7 c ± 0,9	0.23 e ± 0,0
30	0.63 b ± 0,3	0.10 d ± 0,1	4.13 a ± 0,8	4,87 a ± 1,3	7,7 a ± 2,2	0.26 e ± 0,0
60	0.57 b ± 0,1	0.08 d ± 0,0	2.19 b ± 1,4	2.85 b ± 1,2	6,0 a ± 2,9	0.29 e ± 0,1
90	0.86 a ± 0,1	0.62 a ± 0,1	1.35 c ± 0,7	2.83 b ± 0,5	5,0 b ± 0,9	1.53 a ± 0,4
120	0.43 c ± 0,0	0.31 b ± 0,1	1.33 c ± 0,2	2.08 c ± 0,3	3,2 c ± 0,5	0.38 d ± 0,3
240	0.42 c ± 0,1	0.38 b ± 0,1	0.68 d ± 0,0	1.48 d ± 0,2	3,0 c ± 0,7	0.21 e ± 0,0
365	0.59 b ± 0,1	0.25 c ± 0,2	0.44 e ± 0,0	1.28 d ± 0,3	2,6 d ± 0,8	0.76 b ± 0,3
CV (%)	35.75	64.12	45.84	31,64	36,09	48.91
20 – 30 cm						
VN	0.36 c ± 0,0	0.00 d ± 0,0	0.49 d ± 0,1	0.85 e ± 0,1	1.5 d ± 0,1	0.34 c ± 0,1
2	0.38 b ± 0,0	0.00 d ± 0,0	0.53 d ± 0,0	0.91 e ± 0,0	2.2 d ± 0,6	0.40 a ± 0,0
30	0.45 a ± 0,0	0.00 d ± 0,0	1.12 c ± 0,1	1.58 c ± 0,2	3.7 b ± 0,8	0.19 f ± 0,0
60	0.45 a ± 0,0	0.00 d ± 0,0	2.11 a ± 1,4	2.57 a ± 1,4	5.2 a ± 3,5	0.24 e ± 0,0
90	0.28 a ± 0,0	0.00 d ± 0,0	1.57 b ± 0,2	1.20 d ± 0,4	2.4 c ± 0,8	0.27 d ± 0,0
120	0.17 f ± 0,0	0.11 c ± 0,0	0.92 c ± 0,4	1.85 b ± 0,2	4.1 b ± 0,1	0.14 g ± 0,0
240	0.19 e ± 0,0	0.12 b ± 0,0	0.60 d ± 0,0	0.90 e ± 0,0	2.0 c ± 0,6	0.18 f ± 0,0
365	0.39 b ± 0,0	0.18 a ± 0,0	0.50 d ± 0,0	1.07 d ± 0,1	1.7 d ± 0,1	0.38 b ± 0,0
CV (%)	13.23	27.76	53.58	38.89	46.82	15.92
30 – 50 cm						
VN	0.11 f ± 0,0	0.00 e ± 0,0	0.31 d ± 0,0	0.43 d ± 0,1	0,9 e ± 0,1	0.22 a ± 0,0
2	0.45 c ± 0,0	0.00 e ± 0,0	0.37 d ± 0,0	0.83 c ± 0,0	1,5 e ± 0,0	0.30 d ± 0,0
30	0.61 b ± 0,1	0.00 e ± 0,0	0.64 c ± 0,1	1.26 b ± 0,1	2,5 d ± 0,3	0.29 d ± 0,0
60	0.65 a ± 0,0	0.14 c ± 0,0	1.45 b ± 0,6	2.25 a ± 0,6	3,4 b ± 0,8	0.55 a ± 0,0
90	0.40 d ± 0,0	0.03 d ± 0,0	1.96 a ± 2,0	2.39 a ± 2,0	4,0 a ± 3,2	0.32 c ± 0,0
120	0.41 d ± 0,0	0.22 a ± 0,0	0.91 c ± 0,1	1.56 b ± 0,0	2,7 c ± 0,2	0.21 e ± 0,0
240	0.37 e ± 0,0	0.19 b ± 0,0	0.64 c ± 0,0	1.21 b ± 0,1	2,3 d ± 0,1	0.20 e ± 0,0
365	0.34 e ± 0,0	0.13 c ± 0,1	0.43 d ± 0,0	0.92 c ± 0,0	1.9 d ± 0,1	0.41 b ± 0,0
CV (%)	16.87	56.27	91.07	56,45	49,62	16.28

Ca, Mg e Al: KCl 1 mol.L⁻¹; P e K: Mehlich 1 (HCl 0.005 mol.L⁻¹ + H₂SO₄ 0.0125 mol.L⁻¹); Soma de Bases (SB): Ca+Mg+K; Saturação de bases (V%): 100xS/CTCpH7; VN: vegetação nativa. CV: Coeficiente de variação de valores médios; Letras diferentes representam diferença significativa no mesma profundidade na coluna, de acordo com teste de Scott-Knott a 5% (p<0,05).

Os teores de Mg para a camada de 0 – 5 cm aumentaram significativamente a partir de 30 dias após QB, com elevação máxima aos 120 dias ($0,86 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$), mantendo o aumento significativo (92 %), comparado a VN até o final do experimento. A camada de 5 – 10 cm apresentou o mesmo comportamento verificado no horizonte superior, entretanto, retornou ao mesmo valor estatístico da VN aos 365 dias. Comportamento semelhante foi registrado para o horizonte de 10 – 20 cm, com o maior valor aos 30 dias após QB. Abaixo de 20 cm foram verificadas elevações significativas a partir de 60 até 240 dias nos teores de Mg, nas quais no final do experimento, o teor médio foi elevado em 91 % até 0,5 m, comparados a VN.

A Soma de Bases (SB) refletiu o comportamento dos teores de macronutrientes com mesma tendência de alterações químicas ao longo do tempo para todas as camadas amostradas. Os horizontes superficiais até 10 cm aumentaram a SB após 48 horas da QB em função do aumento dos teores de cátions (Ca, Mg e K), com maior valor registrado dos 30 até 60 dias, retornando a valores iniciais de referência. Comportamento semelhante foi verificado para as camadas inferiores até 50 cm, as quais retornaram a valores iniciais, comparados à VN

Em associação a SB, verificou-se elevação no valor de $V\%$ a partir de 2 até 365 dias após QB em todas as camadas, com aumento significativo após 365 dias nas camadas de 0 – 5 e 30 – 50 cm, comparada à vegetação nativa. O aumento de $V\%$ do solo registrado na camada de 30 – 50 cm (111 %) está associado ao aumento da soma de bases, que registrou na mesma camada 113 % de elevação, sendo este o maior aumento registrado para esse atributo em todas as camadas avaliadas. Apesar da elevação observada na $V\%$ para todas as camadas, os valores estão abaixo de 18% para a camada de 0 – 5 cm e, inferiores a 8,1 %, para as demais camadas.

A QB proporcionou aumento de 49 % nos teores de P da camada de 0 – 5 cm após 48 horas, permanecendo maiores do que os teores observados na VN até os 60 dias. Após esse período, houve gradativa redução nos teores de P, retornando a níveis 43% inferiores aqueles observados na VN após um ano da QB ($0,58 \text{ mg dm}^{-3}$). Ao contrário da camada superficial, para as camadas 5-10, 10-20 20-30 e 30-50 cm foram verificadas elevação nos teores de P de 55, 55, 12 e 86 %, respectivamente, aos 365 dias, sendo estes dados estatisticamente superiores a VN, com exceção da camada de 5 – 10 cm. Entretanto, o aumento nos teores de fósforo após a queima são baixos ($1,03$ para $2,00 \text{ mg dm}^{-3}$), considerando a exigência das culturas agrícolas, sendo de pouca importância a contribuição da queima para elevação dos teores de fósforo.

2.3.3. Estoque de Carbono e Nitrogênio

Os teores de carbono (C) e nitrogênio (N) do solo foram maiores nas camadas superficiais e diminuíram com o aumento da profundidade. A mesma dinâmica de redução em profundidade, referente a teores de C, foi verificada para os teores de N, conforme figura 4.

Figura 4. Teores médio de carbono (A), nitrogênio (B) em g.kg^{-1} , relação C:N (C) e densidade do solo em g.cm^{-3} (D), em vegetação nativa (VN), dois dias após a queima (DAQ) e após um ano da queima de biomassa (365 DAQ) no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

Após o manejo de corte e a queima da biomassa (2 dias), observou-se redução nos teores de C e N do solo até 50 cm de profundidade, porém estas reduções não foram significativas ($p < 0,05$). Entretanto, após um ano da QB, perdas de C e N foram significativas para todas as camadas, comparadas à VN ($p < 0,05$). A relação C/N do solo, após a QB, apresentou aumento não significativo até 10 cm.

Em relação aos estoques de C e N até 100 cm, foram observadas alterações após o manejo de corte e QB, com reduções em todas as camadas (Figura 5).

Figura 5. Estoques de carbono (A) e nitrogênio (B) no solo em Mg ha^{-1} na vegetação nativa, dois dias após a queima (2DAQ) e após 360 dias da queima (360 DAQ) de biomassa no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

No primeiro período de avaliação do corte, até dois dias após a queima (2DAQ), os estoques de C e N não apresentaram reduções significativas, entretanto, após 2 DAQ verificou-se redução significativa em todas as camadas avaliadas para os estoques de C. Os estoques de C e N na camada de 0 – 5 cm registraram redução de 31 % ao final do experimento (i.e., perdas de $4,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C e $0,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N) comparado a VN. As camadas inferiores até 30, 50 e 100 cm apresentaram redução de 24, 19 e 16 % nos estoques de C, e 26, 25 e 18 % nos estoques de N, respectivamente. Estas reduções representaram perdas de 13, 14 e 17 Mg C ha^{-1} e 1,2, 1,7 e 2,2 Mg N ha^{-1} até 30, 50 e 100 cm de solo, respectivamente.

A quantificação dos estoques de C e N na vegetação nativa até 360 DAQ na camada de 0 – 100 cm, registrou redução significativa de 16 % nos estoques de C e 18 % nos estoques de N (i.e., perda de $16,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C e $2,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N), comparado a vegetação nativa.

2.4. Discussão

2.4.1 Impacto do manejo de corte e queima da floresta na acidez e CTC do solo

A elevada acidez do solo associada à alta saturação de alumínio encontrada no local de estudo pode ser atribuída à acidez natural característica de solos altamente intemperizados da Amazônia, como os Latossolos do Brasil. O baixo pH do solo está associado ao material sedimentar de origem caolinítica, associado à elevada precipitação (aproximadamente $\pm 2,200 \text{ mm ano}^{-1}$) (Anjos et al., 2013).

A queima da VN elevou o pH do solo pela deposição de cinzas ricas em nutrientes (Bahr et al., 2014; Giardina et al., 2000) e consequentemente, diminuiu a acidez ativa, assim como, os teores de Al e m %. Apesar da QB ter promovido a elevação do pH do solo até 5,4, este valor ainda é considerado pouco abaixo da faixa recomendada para o desenvolvimento da maioria das culturas (5,5 a 6,0) (Novais et al., 2007; Raij et al., 1997). Os valores de m % encontrados neste solo também são extremamente altos, mesmo após os efeitos da QB e aumento do pH (9 %). Ao considerar o Al^{3+} um elemento tóxico às plantas e prejudicial ao desenvolvimento radicular (Eekhout et al., 2017), as elevações médias dos valores de pH em função da QB não foram suficientes para neutralizar seu efeito tóxico.

Saturação por Al^{3+} próxima a 100 %, como encontrado nesse estudo para todas as camadas de solo, inclusive para VN (m % = 94,3) são prejudiciais ao desenvolvimento da maioria das plantas e prejudica o cultivo agrícola, sendo considerado um solo de caráter Álico (Santos et al., 2013). Efeitos benéficos na elevação do pH em função da adição de cátions da QB possuem baixa amplitude e são limitados em profundidade, dependente da magnitude e duração do incêndio florestal (Moraes et al., 1996), os quais estão associados às características da vegetação local.

Neste contexto, a utilização do solo para fins agrícolas requer correção da acidez, pois mesmo após os efeitos da QB na elevação pH do solo (5,4), os valores permaneceram abaixo do limite inferior recomendado ($\text{pH} < 5,5 - 6,5$), assim como, para valores de saturação de bases ($\text{V}\%$) $\geq 60 \%$ (Novais et al., 2007). Nesse estudo, os valores de V % estão < 19 no horizonte superficial e $< 10 \%$ até 50 cm. Após elevação do pH, o elevado poder tampão do solo ($> 65 \%$ argila) vai liberando H^+ gradativamente e reacidificando o solo. Reduções nos teores de nutrientes podem estar associadas ao crescimento das plantas e também, à adsorção de fósforo liberado da biomassa após a queima. Fatores como volatilização, escoamento superficial e lixiviação também são atribuídos como causas da diminuição dos teores de nutrientes após a queima de biomassa vegetal (Juo and Manu, 1996). Estes resultados demonstram que, em geral,

solos amazônicos são naturalmente impróprios para a agricultura, e o processo de mudança de uso da terra deve vir acompanhado de um efetivo manejo da fertilidade destes solos, caso contrário, a nova cultura implantada (pastagem ou agricultura) terá limitado potencial produtivo. O desconhecimento da fertilidade natural destes solos e à falta de investimentos na correção da fertilidade do solo talvez seja o maior fator associado à baixa produtividade da pecuária extensiva, e/ou ao abandono da agricultura poucos anos após a derrubada da floresta.

A capacidade de troca catiônica do solo (CTC_{pH7}) está ligada à quantidade de cargas negativas a pH 7, relacionada diretamente à mineralogia e ao conteúdo de matéria orgânica do solo. Os solos tropicais, como encontrado nesse estudo, são dominados por minerais de carga variável com baixa CTC, sendo dependente dos teores de matéria orgânica para manutenção da disponibilidade e fornecimento de nutrientes, em função do valor de carga zero associada ao aumento da CTC. Entretanto, a diminuição dos teores de matéria orgânica do solo, identificados pelos teores de C e N ($< 16 - 30 \%$, figura 5) pode estar relacionada à redução dos valores de CTC_{pH7} , assim como reportado por Cherubin et al. (2015) em solos do Cerrado brasileiro. A CTC_{pH7} está relacionada à quantidade de cargas negativas que estão presentes no solo, considerando o pH encontrado. Reduções no valor de CTCe, como verificado nesse estudo, pode estar associadas à elevação da saturação de bases após disponibilização de cátions básicos (Ca, Mg, K) pelo processo de queima contribuindo para o aumento da troca catiônica do solo, ocupando sítios de trocas antes permutados pelo Al^{+3} (Navarrete et al., 2015), que diminuiram o teor do elemento tóxico em 37%

2.4.2. Impacto da queima na disponibilidade de macronutrientes

A queima de vegetação nativa alterou os teores de macronutrientes e aumentou a fertilidade do solo em todas as camadas avaliadas, com magnitudes distintas ao longo do tempo. Um dos poucos benefícios ambientais importante do corte e queima é a liberação rápida de nutrientes, como Ca, Mg, K e P da biomassa pela deposição de cinzas no solo (Juo and Manu, 1996). Na área de estudo a serapilheira da VN cobria o solo com uma camada de $3,6 \text{ cm}$ equivalente à massa de $0,89 \text{ kg m}^2$ com densidade aparente de $31,64 \text{ kg m}^3$ (Filho et al., 2017), a qual foi totalmente mineralizados pelo fogo. A queima da vegetação nativa associada à combustão da serapilheira contribuiu para liberação de nutrientes que antes estavam indisponíveis no forma orgânica do componente vegetal. Esse benefício pode ser de curta duração, como verificado nesse estudo, em função da baixa capacidade do solo em armazenar essa grande adição de nutrientes na solução do solo.

A SB aumentou significativamente em todas as camadas ao longo do tempo com tendência na liberação de $Mg > Ca > K$. Essa liberação é dependente da concentração de elementos pré-existent na vegetação e variam com a intensidade do fogo. Entretanto, tendência distinta de $Ca > K > N > P$ na liberação e nutrientes foi registrada por Thomaz et al. (2014). Avaliando a magnitude de perda dos nutrientes, os resultados desse estudo estão de acordo com Juo e Manu (1996), que registraram magnitude de perda na grandeza do $K > Mg > Ca$. Os autores atribuem a perda aos processos de volatilização, lixiviados no perfil do solo e transportados por escoamento superficial, em consequência da grande quantidade de nitrato liberada através da queima e posterior mineralização da matéria orgânica, como o principal responsável pela lixiviação de cátions. As perdas de nutrientes verificadas nesse estudo foram potencializadas pela elevada precipitação média de ± 1.900 mm após período da QB. Os teores de K em todas as camadas avaliadas retornaram a valores iniciais de referência ao final do experimento, comprovando os curtos efeitos do aumento da fertilidade no solo em função da QB.

Nesse entendimento, a perda de 43% de P registrada na camada superficial após 365 dias da QB em comparação a VN e posterior aumento significativo em profundidade (i.e., 55% nas camadas de 5 – 20 cm e 86% na camada de 30 – 50 cm) pode estar associada à lixiviação de cátions que atuaram como íons acompanhantes na mobilidade do P. Considerado o P um elemento de pouca mobilidade em solos tropicais altamente intemperizados, como os da Amazônia, com alto PCZ, devido a sua composição mineralógica (predominantemente minerais 1:1 e óxido-hidróxidos de ferro e alumínio) (Valente e Costa, 2017), a elevação dos teores deste nutriente em profundidade pode estar relacionada à elevada precipitação local (200 mm mês^{-1}).

A alta disponibilidade de K liberado pela biomassa após a queima atua como íon acompanhante, favorecendo o movimento do P no perfil do solo (Villani et al., 1998), até a camada de 50 cm. A queima de biomassa para limpeza de pastagens na Amazônia causa diminuição nos teores de N, C e P e a lixiviação rápida remove P e K (Moran, 1990). Segundo Laurancea et al. (1999), em estudo realizado com 65 parcelas de um hectare abrangendo 1000 km^2 na Amazônia central, a disponibilidade de P declina em pH abaixo de 5,5, como encontrado no solo em todo período desse estudo.

Os valores de V % também foram elevados em todas as camadas, o maior efeito foi registrado na camada superficial que recebeu toda a carga de cinzas ricas em nutrientes, porém, de 30 – 50 cm houve um aumento de 111 %, atribuído à intensa lixiviação de bases. Os valores de V % apesar das elevações significativas em todas as camadas são considerados muito baixos para o desenvolvimento das plantas (Raij et al., 1997; Santos et al., 2017), ao considerarmos

valores recomendados de V % para a maioria das culturas, entre 50 a 80%. Independente dos efeitos benéficos na fertilidade do solo em função da queima e deposição de cinzas, o solo apresentou índices limitantes ($V \% < 18,1$) à recomendação técnica ($V \% < 60 - 80$) para o desenvolvimento da maioria das culturas agrícolas (Novais et al., 2007).

2.4.3 Mudanças no estoque de carbono e nitrogênio do solo

Os teores de C do solo apresentaram comportamento característico para grande parte dos solos, com maiores teores nas camadas superficiais e diminuição com aumento da profundidade (Bernoux et al., 1998; Sisti et al., 2004).

Foram verificadas perdas não significativas de carbono e nitrogênio do solo a partir do corte da biomassa vegetal até 30 cm, no período de 81 dias que antecederam a QB (i.e., perdas de $4,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C e $0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N), demonstrando que o corte da vegetação nativa tem interferência direta na dinâmica do C e N, independentemente da QB (Seção 3,3, figura 5). Os resultados permitem inferir que essas perdas são consequência da diminuição da entrada de material orgânico no solo via exsudados radicular (e.g., açúcar, ácidos orgânicos, aminoácidos, enzimas), associado à diminuição da troca gasosa (CO_2) entre o solo e a planta. Essa hipótese foi confirmada por Fujisaki et al. (2017) na qual grandes fluxos de carbono produzidos pelas raízes levaram a um acúmulo de $10,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ na camada de 0 – 30 cm em floresta tropical na Guiana Francesa.

Após 365 de avaliação, perdas de C ($> 30 \%$, 0 – 5 cm e $> 24 \%$, 0 – 30 cm) permitiram inferir que após a queima e disponibilização de cátions na superfície do solo, a microbiota em solo ácido, ocasionou um efeito “priming” na matéria orgânica do solo, ocorrendo uma rápida mineralização do C e N (Navarrete et al., 2015), e também absorvidos gradualmente pela sucessão secundária e perdidos por lixiviação (precipitação $\pm 1.900 \text{ mm ano}^{-1}$), evidenciada pelo aumento da relação C/N. Em consequência das alterações na matéria orgânica do solo, Kirkby et al. (2011) relataram que houve um efeito direto com redução na disponibilidade de nutrientes. Ao considerarmos que 30 % do N e 65% do P são atribuídos à reserva de matéria orgânica do solo (Shen et al., 2011), o corte e queima influenciaram diretamente a ciclagem de nutrientes, alterando as entradas e saídas pela diminuição da matéria orgânica do solo (Zhang et al., 2013). Em experimento desenvolvido em floresta nativa, convertida pelo sistema de corte e queima na Costa Rica, houve redução de 22 % na quantidade de N e 30% de carbono (Ewel et al., 1981), o que está de acordo com valores registrados nesse estudo.

Resultado semelhante a esse estudo, avaliando conversão de floresta em terras cultivadas, identificou perda média de 30 % do carbono orgânico do solo (Murty et al., 2002). Porém, não é possível identificar se essa redução ocorreu no processo de conversão ou como consequência do posterior uso e manejo do solo. Em estudos compilados nessa revisão, os autores relataram que, tanto o C como o N do solo registraram perdas médias de 24 % e 15 %, respectivamente, na mudança do uso da terra de florestas para áreas agrícolas. Porém, também foram registrados valores de - 50 % a + 160 % para o C, com índices que aumentam e diminuem, em função do sistema de uso e manejo do solo, após conversão florestal.

Em uma crítica revisão realizada por Fujisaki et al. (2015), sobre as mudanças dos estoques de carbono na Amazônia, comparando florestas e agroecossistemas, os autores descobriram que os estoques diminuem cerca de 8,5 % para cultura anuais e aumentam 6,8 % para pastagens após o desmatamento, com perda de 4,5 Mg C ha⁻¹ para as terras cultivadas e ganho de 2,2 Mg C ha⁻¹ em pastagens, comparada na profundidade superficial até 30 cm. Entretanto Don et al. (2011) encontraram resultados contrários, nos quais a mudança de uso de floresta para pastagem reduziu os estoques de carbono orgânico do solo em 12 %. Os autores em estudo de meta-análise global sobre as mudanças de uso da terra, avaliando 385 estudos tropicais, verificaram que as maiores perdas de estoque de carbono orgânico foram identificados na conversão de floresta para área agrícola e floresta para culturas perenes, com perdas de 25 e 35 %, respectivamente. Entretanto, vale ressaltar que solos do bioma Amazônia são profundos e dinâmicos, nas quais as mudanças biogeoquímicas ocorrem em todo o volume de solos (Shi et al., 2013), como registrado nesse estudo, pois somente no processo de corte e queima, sem considerarmos o uso e manejo seguinte à conversão, houve redução de 4,3 Mg C ha⁻¹ e 0,4 Mg N ha⁻¹, representando diminuição de 31 % para ambos os atributos químicos. Em estudo de cronosequência avaliando a mudança do uso da terra, Cherubin et al. (2015), confirmaram que as perdas de C estão diretamente relacionadas às propriedades químicas do solo, indicando que a matéria orgânica é um importante indicador da qualidade química do solo.

Estudos realizados em solos de floresta nativa do Equador, com pH 4,3, carbono orgânico do solo de 135,9 g kg⁻¹ foi verificada redução de 35 % do teor de carbono do solo na mudança do uso da terra de floresta para pastagem, entretanto, a queima mostrou não ter efeito duradouro sobre as propriedades do solo, incluindo teor de carbono (Farley et al., 2013). Em abrangente revisão de literatura, Smith et al. (2016) verificaram que, após conversão de florestas para uso agrícola, os estoques de carbono tiveram redução de 24 a 52 %, sem diferenças marcantes entre as regiões climáticas globais. Uma média de 25 a 30 % de perda de carbono

orgânico do solo é considerada uma estimativa conservadora na mudança do uso da terra para pastagem e cultivos agrícolas após conversão florestal (Houghton, 2010).

2.4.4 Qual a dinâmica dos atributos químicos após a queima?

Para todas as camadas avaliadas, as correlações canônicas foram elevadas, com o componente principal respondendo a mais de 70 % da variação dos dados. Esse resultado está de acordo com meta-análise realizada em banco de dados quantitativos que incluiu trabalhos de 1980 a 2013 avaliando a mudança do uso da terra via corte e queima de biomassa vegetal, nos atributos pH, CTC_{pH7}, C e N em florestas nativas (Ribeiro Filho et al., 2015). Nesse estudo, entre os atributos avaliados, foi comprovada a maior mudança no pH, a qual é mais expressiva nas camadas superiores até 20 cm, apresentando maior variação dos dados, com ênfase a camada de 0 – 5 cm, com efeito semelhante em diferentes biomas (Ribeiro Filho et al., 2015).

O comportamento dos atributos químicos abaixo de 10 até 20 cm demonstrou um aumento dos componentes ácidos a partir dos 120 dias em função dos efeitos temporais da fertilização pela QB, com a CP2 demonstrando que os teores de Mg e P foram responsáveis pela maior variação dos dados, como também apresentado na camada de 15 – 20 cm, onde a CP1 expressou a maior variação de Mg aos 120 dias, correspondida ao aumento de K, SB e V% aos 30 dias. Nas camadas abaixo de 20 cm, as respostas foram menos expressivas para a variação do pH, como resposta da menor influência pelos atributos básicos Mg, K, N e SB. O aumento da profundidade diminui os efeitos e a força de expressão na variação dos dados com menores vetores na CP1, influenciada pelos maiores valores de Al, CTCe, CTCt que retornaram a teores iniciais quando comparados à vegetação nativa.

2.4.5. Gestão de uso da terra após o corte e queima

Solos amazônicos altamente intemperizados são de baixa fertilidade, ácidos, com alumínio e saturação de alumínio extremamente altos, retém pouca água, e possuem altas concentrações de alumínio. Sem dúvida esses fatores são extremamente limitantes a produção agrícola, reafirmando a necessidade de maior responsabilidade ao uso da floresta em pé, pelos serviços ambientais no armazenamento do carbono, ciclo da água e manutenção da biodiversidade para manutenção dos serviços ambientais (Laurance et al., 1999).

Ao se avaliar nesse estudo a dimensão do impacto de corte e queima da VN, verifica-se que durante um ano após a queima, sem intervenção antrópica, a maior parte dos nutrientes

liberados são dependentes da biomassa acima do solo, os quais permanecem por tempo limitado no sistema. Ao verificarmos dados da literatura sobre mudança do uso da terra sobre dinâmica dos nutrientes e estoques de carbono e nitrogênio (Marques et al., 2017; Moreno et al., 2017; Villarino et al., 2017), verifica-se que o balanço de nutrientes é gerido pelo sistema de corte e queima, com reduções significativas de 30 % nos estoques de carbono e nitrogênio e efeitos temporais no aumento da fertilidade do solo e retomada do aumento da acidez do solo ao longo do tempo.

Ao comprovarmos que perdas de C e N em floresta tropical submetida ao corte e queima estão na magnitude de 30% para cada elemento (i.e., carbono e nitrogênio), questionamentos sobre viabilidade do sistema de queima na gestão de nutrientes do solo devem ser avaliados para tomada de decisão ao manejo sucessor da vegetação nativa. Após o corte e queima a fertilidade do solo pode ser reconstruída, mas as emissões de CO₂ para atmosfera são irreparáveis (Crutzen and Andreae, 1990). Em um único evento de queima controlada nesse estudo Carvalho Jr. et al. (2016) emitiram somente no manejo de corte e queima, sem posterior uso da terra, 164,1 Mg ha⁻¹ de CO₂ e 11,6 Mg ha⁻¹ de CO, com estimativa de emissão média de CO₂ para Amazônia Ocidental de 191 ± 46,7 Mg ha⁻¹.

A mudança de uso da terra modifica a disponibilidade dos nutrientes e são rapidamente retidos nos constituintes do solo, porém, devido à alta permeabilidade do solo, associada ao intenso volume pluviométrico, à perda de cátions e à perda de carbono orgânico do solo por desmatamento pode haver diminuição a produção agrícola após alguns anos, já que os ciclos de nutrientes estão fortemente ligados aos níveis de matéria orgânica do solo (Lal, 2006). Sistemas e uso associados às práticas sem queima de biomassa, com moagem e *mulching* da vegetação florestal reduzem as emissões de GEE e aumentam as concentrações de nutrientes em curto prazo, auxiliando a retenção de água e diminuindo a erosão (Comte et al., 2012). Esta poderia ser uma alternativa menos impactante e favorável à recuperação da qualidade química do solo em áreas em que o desmatamento é devidamente autorizado pelos órgãos ambientais competentes.

2.5. Conclusão

O manejo de corte e queima de biomassa promoveu a redução da acidez do solo e incremento nos teores de nutrientes, especialmente nas camadas superficiais do solo. Entretanto, este efeito positivo na fertilidade do solo foi pouco persistente, retornando ao status inicial do solo da floresta um ano após manejo de corte e queima da floresta. Abrupta liberação de

nutrientes pela queima de biomassa, associada ao volume de precipitação após o manejo, podem ter induzido a transferência de nutrientes para camadas mais profundas do solo.

As principais alterações nas propriedades químicas do solo foram relacionadas a diminuição dos estoques de carbono e nitrogênio, com reduções de 30% na camada superficial e 18% até 1,0 m. Tal depleção após um ano de estudo evidencia que, ao estudarmos a mudança do uso da terra, os maiores efeitos deletérios são atribuídos ao processo de mudança de uso da terra e não apenas aos sistemas de cultivo que serão instalados após o corte e queima de vegetação nativa. Sugere-se nessa pesquisa que trabalhos com mudança do uso da terra considerem como valor de partida redução de 15 % na matéria orgânica do solo (estoques de C e N) na camada de 0 – 100 cm atribuída ao processo de mudança de uso da terra e não somente ao uso e manejo da terra após conversão florestal.

Referências

- Anjos, L.H.C. dos, Silva, L.M. da, Wadt, P.G.S., Lumbreras, J.F., Pereira, M.G., 2013. Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos. http://catuaba.cpafac.embrapa.br/guest/rcc_final_web.pdf, Brasília.
- Anjos, L.H.C. dos, Silva, L.M. da, Wadt, P.G.S., Lumbreras, J.F., Pereira, M.G., 2013. Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos. http://catuaba.cpafac.embrapa.br/guest/rcc_final_web.pdf, Brasília.
- Aragão, L.E.O.C., Shimabukuro, Y.E., 2010. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. *Science* (80-.). 328. doi:10.1126/science.1186925
- Arima, E.Y.E.Y., Barreto, P., Araújo, E., Soares-Filho, B., 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. *Land use policy* 41, 465–473. doi:dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.026
- Assad, E.D., Martins, S.C., Beltrão, N.E. de M., Pinto, H.S., 2013. Impacts of climate change on the agricultural zoning of climate risk for cotton cultivation in Brazil. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 48, 1–8. doi:10.1590/S0100-204X2013000100001
- Bahr, E., Zaragocin, D.C., Makeschin, F., 2014. Soil nutrient stock dynamics and land-use management of annuals, perennials and pastures after slash-and-burn in the Southern Ecuadorian Andes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 188, 275–288. doi:10.1016/j.agee.2014.03.005
- Balch, J.K., Brando, P.M., Nepstad, D.C., Coe, M.T., Silvério, D., Massad, T.J., Davidson, E.A., Lefebvre, P., Oliveira-Santos, C., Rocha, W., Cury, R.T.S., Parsons, A., Carvalho, K.S., 2015. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale

- Burn Experiment. *Bioscience* 65, 893–905. doi:10.1093/biosci/biv106
- Balch, J.K., Nepstad, D.C., Brando, P.M., Alencar, A., 2010. Comment on ‘The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD’ *Science* (80-.). 330. doi:10.1126/science.1194032
- Bastos, T.X., Diniz, T.D. de A.S., 1982. Avaliação do clima do Estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola., EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU., Belém - PA.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 1–163.
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, A., Aragão, L.E.O., Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira Junior, R.C. de, Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob. Chang. Biol.* 4. doi:10.1111/gcb.12627
- Bernoux, M., Arrouays, D., Cerri, C.C., Bourennane, H., 1998. Modeling vertical distribution of carbon in oxisols of the western brazilian amazon (Rondonia). *Soil Sci.* 163, 941–951.
- Betts, R.A., Malhi, Y., Roberts, J.T., 2008. The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 1729–1735. doi:10.1098/rstb.2008.0011
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J.K., Artaxo, P., Bond, W.J., Carlson, J.M., Cochrane, M.A., D’antonio, C.M., Defries, R.S., Doyle, J.C., Harrison, S.P., Johnston, F.H., Scott, A.C., Swetnam, T.W., Van Der Werf, G.R., Pyne, S.J., 2009. Fire in the Earth System. *Science*. 324, 4. 481-484. doi:10.1126/science.1163886
- Brais, S., David, P.Â., Ouimet, R., 2000. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *For. Ecol. Manage.* 137, 231–243.
- Brown, I.F., Martinelli, L.A., Thomas, W.W., Moreira, M.Z., Cid Ferreira, C.A., Victoria, R.A., 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 75, 175–189. doi:10.1016/0378-1127(94)03512-U
- Cano-Crespo, A., C Oliveira, P.J., Boit, A., Cardoso, M., Thonicke, K., 2015. Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures; Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 120, 2095–2107. doi:10.1002/2015JG002914
- Carvalho Jr., J.A., Amaral, S.S., Costa, M.A.M., Soares Neto, T.G., Veras, C.A.G., Costa, F.S., van Leeuwen, T.T., Krieger Filho, G., Tourigny, E., Forti, M.C., Fostier, A.H., Siqueira, M.B., Santos, J.C., Lima, B.A., Cascão, P., Ortega, G., Frade Jr., E.F., 2016. CO₂ and CO emission

- rates from three forest fire controlled experiments in Western Amazonia. *Atmos. Environ.* 135, 73–83. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.03.043
- Chen, D., Xing, B., Xie, W., 2007. Sorption of phenanthrene, naphthalene and o-xylene by soil organic matter fractions. *Geoderma* 139, 329–335. doi:10.1016/j.geoderma.2007.02.011
- Cherubin, M.R., Franco, A.L.C., Cerri, C.E.P.C.E.P.C., Oliveira, D.M. da S., Davies, C.A., Cerri, C.E.P.C.E.P.C., Luiz, A., Franco, C., Pellegrino Cerri, C.E., Da, M., Oliveira, S., Davies, C.A., Cerri, C.E.P.C.E.P.C., 2015. Sugarcane expansion in Brazilian tropical soils—Effects of land use change on soil chemical attributes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 173–184. doi:10.1016/j.agee.2015.06.006
- Cisneros, E., Zhou, S.L., Börner, J., 2015. Naming and Shaming for Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon. *PLoS One* 23, 24. doi:10.1371/journal.pone.0136402
- Comte, I., Davidson, R., Lucotte, M., Reis De Carvalho, C.J., De, F., Oliveira, A., Pantoja, B., Silva, D., Rousseau, G.X., 2012. Physicochemical properties of soils in the Brazilian Amazon following fire-free land preparation and slash-and-burn practices. *Agric. Ecosyst. Environ.* 156, 108–115. doi:10.1016/j.agee.2012.05.004
- Crutzen, P.J., Andreae, M.O., 1990. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* (80-.). 250, 1669–1679.
- Dalmo De Oliveira Marques, J., Luizão, F.J., Teixeira, W.G., Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Sarrazin, M., 2017. Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. *Open J. For.* 7, 121–142. doi:10.4236/ojf.2017.72008
- Oliveira Alves, N., Brito, J., Caumo, S., Arana, A., de Souza Hacon, S., Artaxo, P., Hillamo, R., Teinilä, K., Batistuzzo de Medeiros, S.R., de Castro Vasconcellos, P., 2015. Biomass burning in the Amazon region: Aerosol source apportionment and associated health risk assessment. *Atmos. Environ.* 120, 277–285. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.08.059
- Don, A., Schumacher, J., Freibauer, A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 17, 1658–1670. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x
- Durigan, M., Cherubin, M., de Camargo, P., Ferreira, J., Berenguer, E., Gardner, T., Barlow, J., Dias, C., Signor, D., Junior, R., Cerri, C., 2017. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability* 9, 379. doi:10.3390/su9030379

- Eclesia, R.P., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., Biganzoli, F., Piñeiro, G., 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Glob. Chang. Biol.* 18, 3237–3251. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02761.x
- Eekhout, T., Larsen, P., De Veylder, L., 2017. Modification of DNA Checkpoints to Confer Aluminum Tolerance. *Trends Plant Sci.* 22, 102–105. doi:10.1016/j.tplants.2016.12.002
- Ewel, J., Berish, C., Brown, B., Price, N., Raich, J., 1981. Slash and Burn Impacts on a Costa Rican Wet Forest Site. *Ecology* 62, 816–829. doi:10.2307/1937748
- Farley, K.A., Bremer, L.L., Harden, C.P., Hartsig, J., 2013. Changes in carbon storage under alternative land uses in biodiverse Andean grasslands: implications for payment for ecosystem services. *Conserv. Lett.* 6, 21–27. doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00267.x
- Fearnside, P.M., 2011. Brazil's Amazon Forest in mitigating global warming: unresolved controversies. *Clim. Policy.* doi:10.1080/14693062.2011.581571
- Fearnside, P.M., Graça, P.M.L. de A., 2009. Br-319: a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia central. *Novos Cad. NAEA* 12, 19–50. doi:10.5801/ncn.v12i1.241
- Feldpausch, T.R., Lloyd, J., Lewis, S.L., W Brien, R.J., Gloor, M., Monteagudo Mendoza, A., Lopez-Gonzalez, G., Banin, L., Abu Salim, K., Affum-Baffoe, K., Alexiades, M., Almeida, S., Amaral, I., Willcock, S., Woell, H., Phillips, O.L., 2012. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates lateral km 2 1/2 via. *Biogeosciences* 9, 3381–3403. doi:10.5194/bg-9-3381-2012
- Ferraz, S.F. de B., Vettorazzi, C.A., Theobald, D.M., Ballester, M.V.R., 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *For. Ecol. Manage.* 204, 69–85. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.073
- Filho, G.C.K., Bufacchi, P., Santos, J.C., Veras, C.A.G., Alvarado, E.C., Mell, W., Carvalho, J.A., 2017. Probability of surface fire spread in Brazilian rainforest fuels from outdoor experimental measurements. *Eur. J. For. Res.* 136, 217–232. doi:10.1007/s10342-016-1023-2
- Franco, A.L.C., Cherubin, M.R., Pavinato, P.S., Cerri, C.C.E.P., Six, J., Davies, C.A., Cerri, C.C.E.P., 2015. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. *Sci. Total Environ.* 515–516, 30–38. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.02.025

- Fujisaka, S., Castilla, C., Escobar, G., Rodrigues, V., Veneklaas, E.J., Thomas, R., Fisher, M., 1998. The effects of forest conversion on annual crops and pastures: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. *Agric. Ecosyst. Environmnet* 69, 17–26.
- Fujisaki, K., Perrin, A.-S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L.C., Brossard, M., 2015. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 21, 2773–2786. doi:10.1111/gcb.12906
- Fujisaki, K., Perrin, A.-S., Garric, B., Balesdent, J., Brossard, M., Guiana, F., 2017. Soil organic carbon changes after deforestation and agrosystem establishment in Amazonia: An assessment by diachronic approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 245, 63–73. doi:10.1016/j.agee.2017.05.011
- Galang, M.A., Markewitz, D., Morris, L.A., 2010. Soil phosphorus transformations under forest burning and laboratory heat treatments. *Geoderma* 155, 401–408. doi:10.1016/j.geoderma.2009.12.026
- Galford, G.L., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., Cronin, T.W., Cerri, C.E.P., Mustard, J.F., Cerri, C.C., 2010. Greenhouse gas emissions from alternative futures of deforestation and agricultural management in the southern Amazon. *PNAS* 107, 19649–19654. doi:10.1073/pnas.1000780107
- Gatto, A., Barros, N.F. de, Novais, R.F., Costa, L.M. da, Neves, J.C.L., 2003. *Revista Árvore*. *Rev. Árvore* 27, 635–646.
- Giardina, C.P., Sanford, R.L., Døckersmith, I.C., Jaramillo, V.J., 2000. The effects of slash burning on ecosystem nutrients during the land preparation phase of shifting cultivation. *Plant Soil* 220, 247–260.
- Glikson, A., 2013. Fire and human evolution: The deep-time blueprints of the Anthropocene. *Biochem. Pharmacol.* 3, 89–92. doi:10.1016/j.ancene.2014.02.002
- Goh, K.M., Phillips, M.J., 1991. Effects of clearfell logging and clearfell logging and burning of a *Nothofagus* forest on soil nutrient dynamics in South Island, New Zealand — changes in forest floor organic matter and nutrient status. *New Zeal. J. Bot.* 29:4, 367–384. doi:10.1080/0028825X.1991.10415490
- Grimaldi, M., Oszwald, J., Dolédec, S., Hurtado, B., Miranda, I. S., Sartre, X.A., Assis, W.S., Castañeda, E., Desjardins, T., Dubs, B., Guevara, E., Gond, V., Lima, T.T.S., Marichal, R., Michelotti, B., Mitja, D., Noronha, N.C., Oliveira, M.N.D., Ramirez, B., Rodriguez, G., Sarrazin, M., Silva Jr, M.P.B., Costa, L.G.S., Souza, S.L., Veiga, I., Velasquez, E., Lavelle, P., Grimaldi, M., Desjardins Á F Dubs Á R Marichal Á P Lavelle, Á.T., Dolédec, S., Hurtado Á

- E Guevara Á P Lavelle, M.P., Miranda Á T T S Lima Á N C Noronha Á M N Delgado Oliveira Á M L Silva Jr Á L G S Costa, I.S., Assis Á F Michelotti Á S L Souza Á I Veiga, W.S., Castañeda Á Ramirez Á G Rodriguez, E.B., Gond, V., 2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landsc. Ecol* 29, 311–328. doi:10.1007/s10980-013-9981-y
- Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., Justice, A.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* (80-.). 342. doi:10.1126/science.1244693
- Houghton, R.A., 2010. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Chem. Phys. Meteorol.* 62, 337–351. doi:10.1111/j.1600-0889.2010.00473.x
- IBGE, 2009. Manual Técnico de Geomorfologia, 2 ed. ed. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- INPE, 2017. Taxas anuais de desmatamento: 1988 a 2016 [WWW Document]. URL http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm
- Johnson, D.W., Curtis, P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *For. Ecol. Manage.* 140, 227–238.
- Juo, A.S.R., Manu, A., 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49–60.
- Kauffman, Cummings, D.L., Ward, D.E., Babbitt, R., Kauffman, J.B., Cummings,) D L, Babbitt, D.E.W.R., 1995. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia* 104, 397–408.
- Kirkby, C.A., Kirkegaard, J.A., Richardson, A.E., Wade, L.J., Blanchard, C., Batten, G., 2011. Stable soil organic matter: A comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma* 163, 197–208. doi:10.1016/j.geoderma.2011.04.010
- Lal, R., 2006. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *L. Degrad. Dev.* 17, 197–209. doi:10.1002/ldr.696
- Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science* (80-.). 304. doi:10.1126/science.1097396
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., H B Ometto, J.P., Ferreira, M.E., Nobre, C.A., Paula Aguiar, A.D., C Bustamante, M.M., Cardoso, M.F., Costa, M.H., Joly, C.A., Leite, C.C., Moutinho, P., Sampaio, G., N Strassburg, B.B., G Vieira, I.C., 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4, 27–35. doi:10.1038/NCLIMATE2056

- Laurance, W.F., Fearnside, P.M., Laurance, S.G., Delamonica, P., Lovejoy, T.E., Rankin-De Merona, J.M., Chambers, J.Q., Gascon, C., 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *For. Ecol. Manage.* 118, 127–138.
- Leonardo, M., Cavararo, R., Lgonzaga, Brauns, M. do R., Sigolo, M., Pimentel, M., 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira, 2 ed. ed. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro.
- Lisboa, A. de M., Longo, A.E., Saraiva, F.A.M.S., Costa, G.F. da, Silva, M.J.G. da, Guimarães, S.C.P., Barros, W. dos S., 2012. Boletim Climatológico de Rondônia - 2010. Porto Velho.
- Mackensen, J., Hglscher, D., Klinge, R., Fglster, H., 1996. Nutrient transfer to the atmosphere by burning of debris in eastern Amazonia. *For. Ecol. Manag. Manag.* 86, 12–128.
- Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon 169. doi:10.1126/science.1146961
- Marques, J. D. O.; Luizão, F. J.; Teixeira, W. G.; Nogueira, E. M.; Fearnside, P. M.; Sarrazin, M. 2017. Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. *Open Journal of Forestry.* 7, 121-142. Doi: 10.4236/ojf.2017.72008
- Maynard, D.G., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K.E., Kishchuk, B., 2014. How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environ. Rev.* 22, 161–178. doi:10.1139/er-2013-0057
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R.A., Leisz, S.J., Thanh, N., Tran, L.&, Vien, D., 2009. Swidden Change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. doi:10.1007/s10745-009-9245-2
- Moraes, J.F.L.L., Volkoff, B., Cerri, C.C., Bernoux, M., Bemoux, M., 1996. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. *Geoderma* 70, 63–8. doi:10.1016/0016-7061(95)00072-0
- Moran, E.F., 1990. A Ecologia Humana das populações da Amazônia. Editora Vozes, Petrópolis.
- Morandini, F., Perez-Ramirez, Y., Tihay, V., Santoni, P.-A., Barboni, T., 2013. Radiant, convective and heat release characterization of vegetation fire. *Int. J. Therm. Sci.* 70, 83–91. doi:10.1016/j.ijthermalsci.2013.03.011
- Moreno, F., Oberbauer, S.F., Lara, W., 2017. Soil Organic Carbon Sequestration Under Different Tropical Cover Types in Colombia, in: *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change.* pp. 367–383. doi:10.1007/978-3-319-28250-3_18

- Morton, D.C., Defries, R.S., Shimabukuro, Y.E., Anderson, L.O., Arai, E., Del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R., Morissette, J., 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. doi:10.1073/pnas.0606377103
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., Mcgilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Glob. Chang. Biol.* 8, 105–123. doi:10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x
- Navarrete, A.A., Tsai, S.M., Mendes, L.W., Faust, K., Hollander, M. de, Cassman, N.A., Raes, J., Van Veen, J.A., Kuramae, E.E., 2015. Soil microbiome responses to the short - term effects of Amazonian deforestation. *Mol. Ecol.* 16. doi:10.1111/mec.13172
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. *Methods of soil analysis*. Soil Science of America and American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Nogueira, E.M., Fearnside, P.M., Nelson, B.W., Barbosa, R.I., Willem, E., Keizer, H., 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *For. Ecol. Manage.* 256, 18531867. doi:10.1016/j.foreco.2008.07.022
- Novais, R.F., Venegas, V.H.A., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L., 2007. *Fertilidade do Solo*, 1st ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, L.S., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*. 333, 988–992. doi:10.1126/science.1204588
- Pomianoski, D.J.W., Dedeczek, R.A., Vilcahuaman, L.J.M., 2006. *Pesquisa florestal Brasileira*. *Pesqui. Florest. Bras.* 52, 93–118.
- R Core Team (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Raij, B. van., Cantarella, H., Quaggio, J.A., Furlani, A.M.C., 1997. *Recomendações da adubação e calagem para o Estado de São Paulo*, 2nd ed. Boletim Técnico 100 - Instituto Agrônomo, Campinas, SP.
- Rheinheimer, D. dos S., Santos, J.C.P., Fernandes, V.B.B., Mafra, Á.L., Almeida, J.A., 2003. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido a queima. *Ciência Rural* 33, 49–55.
- Ribeiro Filho, A.A., Adams, C., Manfredini, S., Aguilar, R., Neves, W.A., 2015. Dynamics of soil chemical properties in shifting cultivation systems in the tropics: a meta-analysis. *Soil Use Manag.* 31, 474–482. doi:10.1111/sum.12224

- Righi, C.A., Lima De Alencastro Graça, P.M., Cerri, C.C., Feigl, B.J., Fearnside, P.M., 2009. Biomass burning in Brazil's Amazonian arc of deforestation": Burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *For. Ecol. Manage.* 258, 2535–2546. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.010
- Sá, T.D. de A., Kato, O.R., Carvalho, C.J.R. de, Figueiredo, R. de O., 2007. Queimar ou não queimar? De como produzir na Amazônia sem queimar. *Rev. USP* 72, 90–97.
- Santos, S.R., Ribeiro, D.P., Matos, A.T., Kondo, M.K., Araújo, E.D., 2017. Changes in soil chemical properties promoted by fertigation with treated sanitary wastewater. *J. Brazilian Assoc. Agric. Eng.* 37. doi:10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v37n2p343-352/2017
- Santos, A.D. dos, Coscione, A.R., Vitti, A.C., Boaretto, A.E., Coelho, A.M., Raij, B. van, Silva, C.A., Abreu Junior, C.H., Carmo, C.A.F.S. do, da Silva, C.R., Abreu, C.A. de, Gianello, C., Andrade, C.A. de, Pérez, D.V., Casarini, D.C.P., Silva, F.C. da, Prata, F., Carvalho, F. de C., Santos, G.C.G. dos, Andrade, J.C. de, Quaggio, J.A., Chitolina, J.C., Cunha, L.M.S., Pavan, M.A., Rosias, M.F.G.G., Tedesco, M.J., Miyazawa, M., Abreu, M.F. de, Eira, P.A. da, Higa, R.H., Massruhá, S.M.F.S., Gomes, T.F., Muraoka, T., Vieira, W., Melo, W.J. de, Barreto, W. de O., 2009. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes - Google Acadêmico, 2 ed. ed. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Santos, H.G. dos, Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C. dos, Oliveira, V.A. de, Lumberreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Cunha, T.J.F., Oliveira, J.B. de, 2013. Sistema Brasileira de Classificação de Solos, 3 ed. ed. Brasília.
- Scott, A.J., Knott, M., 1974. A Cluster Analysis Method for Grouping Means in the Analysis of Variance. *Biometrics* 30, 507–512.
- Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., Zhang, W., Zhang, F., 2011. Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiol.* 156, 997–1005. doi:10.1104/pp.111.175232
- Shi, S., Zhang, W., Zhang, P., Yu, Y., Ding, F., 2013. A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *For. Ecol. Manage.* 296, 53–63. doi:10.1016/j.foreco.2013.01.026
- Silva, D.M.O., Paustian, K., Davies, C.A., Cherubin, M.R., Luiz, A., Franco, C., Cerri, C.C., Eduardo, C., Cerri, P., 2016. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 228, 38–48. doi:10.1016/j.agee.2016.05.005
- Sisti, C.P.J., Dos Santos, H.P., Kohhann, R., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil Tillage Res.* 76, 39–58. doi:10.1016/j.still.2003.08.007

- Smith, P., 2012. Soils and climate change This review comes from a themed issue on Terrestrial systems. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4, 539–544. doi:10.1016/j.cosust.2012.06.005
- Smith, P., House, J.I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Clark, J.M., Adhya, T., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P., Cotrufo, M.F., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bondeau, A., Jain, A.K., Meersmans, J., Pugh, T.A.M., 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Glob. Chang. Biol.* 22, 1008–1028. doi:10.1111/gcb.13068
- Thomaz, E.L., Antoneli, V., Doerr, S.H., 2014. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. *Catena* 122, 209–215. doi:10.1016/j.catena.2014.06.016
- Turner, M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91, 2833–2849. doi:10.1890/10-0097.1
- USDA, 2014. Keys to Soil Taxonomy. USDA - Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Valente, G.J.S.S., Costa, M.L., 2017. Fertility and desorption capacity of Anthrosols (Archaeological Dark Earth - ADE) in the Amazon: The role of the ceramic fragments (sherds). *Appl. Clay Sci.* 138, 131–138. doi:10.1016/j.clay.2017.01.007
- Villani, E.M.A., Barros, N.F., Novais, R.F., Costa, L.M., Neves, J.C.L., Alvarez V., V.H., Comerford, N.B., 1998. Phosphorus Diffusive Flux as Affected by Phosphate Source and Incubation Time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1057. doi:10.2136/sssaj1998.03615995006200040029x
- Villarino, S.H., Studdert, G.A., Baldassini, P., Cendoya, M.G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., Piñeiro, G., 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Sci. Total Environ.* 575, 1056–1065. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.175
- Zald, H.S.J., Spies, T.A., Harmon, M.E., Twery, M.J., 2016. Forest Carbon Calculators: A Review for Managers, Policymakers, and Educators. *J. For.* 114, 134–143. doi:10.5849/jof.15-019
- Zhang, C., Liu, G., Xue, S., Sun, C., 2013. Soil organic carbon and total nitrogen storage as affected by land use in a small watershed of the Loess Plateau, China. *Eur. J. Soil Biol.* 54, 16–24. doi:10.1016/j.ejsobi.2012.10.007

3. EMISSÕES DE CO₂, CH₄ E N₂O DO SOLO EM ÁREA DE CORTE E QUEIMA CONTROLADA DE FLORESTA NATIVA NA AMAZÔNIA

RESUMO

Nos últimos 150 anos, como consequência da utilização de novas fontes de energia, as concentrações atmosféricas dos principais gases de efeito estufa aumentaram a níveis nunca antes registrados, impulsionadas pelo desmatamento tropical. Há mais de duas décadas que o desmatamento e os incêndios florestais na Amazônia contribuem para as emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) pela mudança do uso da terra. O objetivo desse estudo foi avaliar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo após corte e queima de vegetação nativa no “Arco do desmatamento” da Amazônia. O estudo foi desenvolvido em área de vegetação nativa no estado de Rondônia, sul da Amazônia. A área de estudo possuía 4 hectares de floresta nativa, no qual foi realizado o corte e queima em 2,25 hectares. As amostragens foram realizadas simultaneamente na área de vegetação nativa (controle) e no hectare central da área de corte e queima aos 19, 31, 48, 61 e 81 dias após corte e 2, 4, 6, 8, 15, 31, 45, 61, 88, 122, 153, 180, 240 e 350 dias após a queima, com amostragens aos 0, 20, 40 e 60 minutos após fechamento da câmara. As emissões de C-CO₂ representaram 97 % das emissões de CO₂ equivalente do solo. Houve redução de 50 % nas emissões de C equivalente (Ceq) após o corte comparada as emissões da vegetação nativa. Após a queima foi verificada redução de 33 % nas emissões de Ceq comparada à vegetação nativa. Ao final do estudo, o corte e queima da biomassa vegetal reduziram 35 % as emissões de Ceq do solo, comparadas as emissões da vegetação nativa. Este estudo alerta para redução das emissões de GEE logo após o corte da vegetação nativa, independente da queima de biomassa, no qual as emissões diminuem significativamente pelo corte, demonstrando que há uma ruptura no equilíbrio florestal no sistema solo-planta-atmosfera, intensificado posteriormente pela queima de biomassa, alterando as emissões de GEE do solo.

Palavra chave: Floresta tropical; Matéria orgânica; Carbono e Nitrogênio; Gases de efeito estufa; Mudança de uso da terra

ABSTRACT

Over the past 150 years, as a result of new energy sources use, the atmospheric concentration of major greenhouse gases (GHG) has risen to levels never before recorded, driven by tropical deforestation. For more than two decades, deforestation and forest fires in Amazon have contributed to GHG emissions from land-use change. The objective of this study was to evaluate the CO₂, CH₄ and N₂O emissions of the soil after cutting and burning of native vegetation in the "Arc of deforestation" in Amazon. The study was developed in an area of native vegetation in the state of Rondônia, southern Amazon. This area consisted of 4 hectares of native forest, where it was cut and burned in 2.25 hectares. Samplings were carried out simultaneously in the native vegetation area (control) and in the central hectare of the cutting and burning area at 19, 31, 48, 61 and 81 days after cutting and 2, 4, 6, 8, 15, 45, 61, 88, 122, 153, 180, 240 and 350 days after burning, with samples at 0, 20,

40 and 60 minutes after camera closure. C-CO₂ emissions accounted for 97 % of the equivalent CO₂ emissions from the soil. There was a reduction of 50 % in emissions of C equivalent (Ceq) after the cut, comparing to the emissions of native vegetation. After burning, a 33 % reduction in Ceq emissions compared to native vegetation was observed. At the end of the study, the cutting and burning of the vegetal biomass reduced the soil Ceq emissions by 35 % compared to the native vegetation emissions. Our study warns to reduce GHG emissions sooner, after the native vegetation cut, independent of the biomass burning, where the GHG emissions decrease significantly by the cut, demonstrating that there is a cessation in the forest equilibrium in the intensified soil-plant-atmosphere system changing the soil GHG emissions.

Keywords: Rainforest; Organic matter; Carbon and Nitrogen; Greenhouse gases; Land use change

3.1. Introdução

A primeira revolução industrial a partir de 1760 experimentou com sucesso a aplicação de novas fontes de energia para novos métodos industriais com aumento da produção de alimentos e maior engenho intelectual (Ashton, 1997), entretanto, nos últimos 150 anos, a concentração atmosférica dos principais gases de efeito estufa (GEE) tem registrado aumentos constantes (Meier et al., 2016). O efeito estufa é um fenômeno natural do planeta gerado pela presença e acúmulo de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), com destaque para o CO₂ com proporção aproximada de 76% na atmosfera (IPCC, 2015). As maiores emissões de gases de efeito estufa foram causadas pela mudança do uso da terra e pelas práticas agrícolas (Forster et al., 2007) que suprimiram aproximadamente 230 milhões de hectares de florestas tropicais, com aumento das emissões de GEE para atmosfera, associadas a redução dos estoques de carbono das florestas mundiais (Hansen et al., 2013).

O desmatamento tropical na mudança do uso da terra geram impactos climáticos que são observados nos Hemisférios Norte e Sul (Silva et al., 2016; Snyder, 2010). Entre agosto de 2015 e julho de 2016 oito mil km² foram desflorestados no planeta, registrando uma elevação de 29% acima de 2015 e 75% acima de 2012 (Tollefson, 2016). A maior parte desse recente desmatamento ocorreu em países tropicais (Hansen et al., 2013) no qual 50 % foram registrados no Brasil e na Indonésia pela mudança do uso da terra e exploração madeireira, agrícola e pecuária (West et al., 2014). O uso do fogo no processo de mudança do uso da terra causa um efeito global negativo sobre o ciclo do carbono e aos serviços ambientais prestados pela floresta (Fearnside, 2008). Os ecossistemas florestais desempenham serviços ambientais significativos no

ciclo global do carbono (C) e compensam uma grande fração das emissões antropogênicas de GEE (Keenan et al., 2016).

O solo é um importante reservatório de C, contém cerca de 1500 Pg C ($1\text{Pg} = 1 \times 10^{15}$ g) o dobro do conteúdo de C da atmosfera e 136 Pg de nitrogênio total armazenados na camada superficial do solo (Schaufler et al., 2010; Shange et al., 2012). Entretanto, os estoques de C armazenado no solo são constantemente alterados pela mudança do uso da terra (Deng et al., 2016). Em estudo global em diferentes tipos de vegetação e biomas, Bahn et al. (2010) concluíram que o solo emite aproximadamente 98 Pg C ano^{-1} , valores considerados superiores as emissões pelo consumo de combustíveis fósseis.

Uma abrangente revisão realizado por West et al. (2010), verificaram que o desmatamento nos trópicos emite três vezes mais a quantidade de carbono comparada com o desmatamento de áreas temperadas. Resultados semelhantes são descritos para o nitrogênio na mudança do uso da terra em condições tropicais, na qual a conversão de vegetação nativa pode reduzir até 15 % do N (Murty et al., 2002). Estudos realizados na Austrália e China registraram reduções de 20 a 38 % de N, respectivamente (Dalal et al., 2013) no qual 21% foram registrados na camada de 0 – 10 cm do solo após 4 anos de conversão (Wei et al., 2014). Uma média global de 25 a 30 % de perda de carbono orgânico do solo é descrita como uma estimativa conservadora na mudança do uso da terra de vegetação nativa para pastagens ou cultivos agrícolas (Houghton, 2010).

A perda de C orgânico do solo em um sistema agrícola deve ser considerada para avaliar o impacto sobre as emissões de GEE para atmosfera, assim como, a perda de N contribui para emissões de $\text{N-N}_2\text{O}$, com potencial de aquecimento global 298 vezes superior, comparado ao C-CO_2 (IPCC, 2007). Pequenas quantidades de N podem contribuir significativamente para as emissões de GEE, pelo maior potencial de aquecimento. Em processo de corte e queima realizado na mesma área de estudo, Carvalho Jr. et al. (2016), em um único incêndio, emitiu cerca de 60 Mg C ha^{-1} . Diversos fatores governam a produção de gases de efeito estufa pelo solo, como umidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e pH (Ludwig et al., 2001).

No balanço das emissões de GEE, as pesquisas *in loco* podem fornecer informações precisas sobre as reais emissões de C do solo. As estimativas são incertas devido à alta variabilidade nas metodologias e número limitado de estudos que forneçam medidas em campo desses parâmetros (Righi et al., 2009). Muitos estudos modelam e quantificam a emissão de GEE pela queima de biomassa (Andreae and Merlet, 2001; Barbosa and Fearnside, 1999; Vasconcelos et al., 2013; Wang et al., 2016), mas poucos trabalhos monitoram o processo de mudança do uso da terra as emissões de GEE do corte até um ano após a queima.

Nesse contexto, torna-se importante investigar as causas da diminuição das reservas de C e as emissões de GEE do solo pela conversão de ecossistemas naturais (Assad et al., 2013; Berenguer et al., 2014; DON et al., 2011) e entender as consequências dos incêndios florestais no uso sustentável dos recursos naturais em florestas tropicais (Alencar et al., 2011). O objetivo desse estudo foi quantificar as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo após corte e queima de vegetação nativa no “Arco do desmatamento” da Amazônia.

3.2. Material e métodos

3.2.1 Descrição do local de estudo

A pesquisa foi desenvolvida em área particular de vegetação nativa no município de Candeias do Jamari, região norte do Estado de Rondônia, Sudoeste da Amazônia Legal no Brasil. A área experimental foi selecionada pela representatividade regional do Bioma Amazônico no estado de Rondônia, região considerada de intensa atividade extrativista madeireira, localizada no Sul da Amazônia onde está concentrada a maior área de mudança do uso da terra no Brasil, região conhecida como “Arco do desmatamento” no Brasil (Fearnside et al., 2009; Vasconcelos et al., 2013).

A conversão florestal foi realizada pelo corte raso (rente ao solo) da vegetação nativa com motosserra para secagem no período de inverno e posterior queima antes do período das chuvas, processo típico do desmatamento na Amazônia. Antes do corte e queima não houve extração seletiva de madeira e após a queima, não houve intervenção antrópica na área até o final do estudo. A indicação da área de pesquisa e a concessão de corte e queima foi realizada pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental de Rondônia – SEDAM e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, gestores ambientais responsáveis pela autorização de corte e queima da vegetação nativa (Figura 1).

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil. Fonte: (INPE/Prodes) adaptado do Imazon: <http://imazon.org.br/slide/desmatamento/>

A pesquisa foi realizada em experimento único controlado de corte e queima de vegetação nativa na Amazônia, sem repetições locais, em função da limitação técnica e ambiental de realizar três procedimentos de queima simultâneos em três áreas distintas, limitado pelo custo operacional, risco ambiental e necessidade de mão de obra específica em experimentos de queima em grande escala na Amazônia (Balch et al., 2015; Morandini et al., 2013). Há limitações severas na Amazônia que permite o corte e queima somente em área inferior a quatro hectares (Carvalho Jr. et al., 2016). Informações sobre o impacto do sistema de corte e queima na Amazônia, assim como, avaliações em perturbações no funcionamento deste ecossistema baseia-se em estudos de evento único (Turner, 2010) em função da complexa e onerosa repetitividade de corte e queima de vegetação nativa no bioma Amazônia (Righi et al., 2009).

A área está localizada na bacia sedimentar amazônica, formada por sedimentos argilo-arenosos caoliníticos pedogeneizados (Latossolo argilo-arenoso), gerados por processos aluvio-coluviais (IBGE, 2009) representada por relevo plano e clima tropical chuvoso, solos com baixa concentração de bases, acidez elevada e alta saturação por alumínio (Anjos et al., 2013). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Amarelo distrófico típico (LAd) ou Typic Hapludox conforme descrição morfológica em perfil pedológico, segundo Sistema Brasileiro de

Classificação do Solo – SiBCS e USDA Soil Taxonomy, respectivamente (Santos et al., 2013; USDA, 2014) (Tabela 1, Cap. 2).

O clima do local é classificado tipo Aw segundo Köppen-Geiger (Ferraz et al., 2005) tropical chuvoso com média anual de precipitação pluviométrica entre 1.400 a 2.300 mm ano⁻¹ podendo ocorrer precipitações até 2.600 mm ano⁻¹ (Brown et al., 1995) e inferior a 20 mm nos meses mais frio de junho a outubro, com período seco bem definido e moderado déficit hídrico. Ao contrário, a estação chuvosa apresenta índices pluviométricos elevados nos meses de janeiro a março com maiores temperaturas de setembro a outubro (Bastos and Diniz, 1982; Lisboa et al., 2012) (Figura 2, Cap. 2).

A vegetação local é caracterizada como Floresta Ombrófila Aberta com gradientes climáticos com mais de 60 dias secos por ano (Leonardo et al., 2012). A biomassa vegetal total com diâmetro de altura do peito (DAP) > 10 cm de 608,3 Mg ha⁻¹ e biomassa total fresca do hectare central de 701,5 Mg ha⁻¹, considerando a biomassa florestal média na Amazônia Ocidental de 612,4±142,5 Mg ha⁻¹. O consumo de biomassa na área de estudo foi de 94,6 %, a qual possuía 195 Mg C ha⁻¹. Os dados do inventário florestal, números de indivíduos, classes de DAP e consumo de biomassa estão disponíveis em Carvalho Jr et al., (2016). Os autores estimaram a quantidade média de C na vegetação acima do solo antes da queima para Amazônia Ocidental em 170,5 ± 39,7 Mg C ha⁻¹. Na área de estudo a serapilheira da vegetação nativa (VN) possuía uma altura de 3,6 cm e massa de 0,89 kg m² com densidade aparente de 31,64 kg m³ (Filho et al., 2017) a qual foi totalmente consumida pelo fogo.

3.2.2 Área de coleta e distribuição de câmaras

A área de estudo possui 4,0 hectares de vegetação nativa, onde foi realizado o corte e queima em 22.500 m², correspondentes a 2,25 hectares. As coletas de gases foram realizadas no hectare central da área de queima (B) e no hectare adjacente de vegetação nativa (A), área obtida pelo rebatimento simétrico lateral ao hectare central de corte e queima (Figura 3).

Figure 3. Distribuição espacial das câmaras estáticas na área de corte e queima (C1, C2, C3, C4, C5) e na área de vegetação nativa (C6, C7, C8, C9 e C10) no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil. Entre A e B: vegetação nativa; entre B e D: área de floresta submetida ao corte e queima; D: coleta de gases na área de queima; E: coleta de gases na vegetação nativa.

As coletas foram realizadas simultaneamente na área de vegetação nativa (A) e no hectare central da área de corte e queima (B). Em cada área foram instaladas cinco câmaras estáticas manuais (Matthias et al., 1980), identificadas no hectare central submetido ao corte e queima (C1, C2, C3, C4 e C5) e cinco câmaras na área de vegetação nativa, considerada o controle nesse estudo (C6, C7, C8, C9 e C10).

O conjunto de coleta de GEE foi constituído de câmara de alumínio com diâmetro de 28,0 cm e altura de 20,0 cm, fixadas ao solo na profundidade de 3,0 cm. A tampa de PVC possui altura de 7,4 cm e mesmo diâmetro da câmara, totalizando volume de 10,5 litros. A parte superior da câmara possui canaleta de acúmulo de água com objetivo de vedar a troca de ar após fechamento da câmara no momento da coleta.

A primeira coleta de gás na área de vegetação nativa (controle), a primeira coleta após o corte de biomassa e a primeira coleta após a queima foram realizada depois de 24 horas da instalação das câmaras no solo, as quais permaneceram sem remoção até o final do estudo. As seringas de Teflon utilizadas para coleta possuíam capacidade de 60 ml, as quais foram acopladas na tampa da câmara e posteriormente, realizada a homogeneização interna dos gases por dez bombeamento sucessivos completo no embolo da seringa até captura final do gás (Figura 4).

Figura 3. Modelo de câmara estática de coleta de GEE (A): câmara estática aberta, instalada em área de vegetação nativa (B): câmara estática fechada em procedimento de coleta de GEE em vegetação nativa (C); câmara estática instalada em área de corte, antes da queima da vegetação nativa (D); câmara estática instalada no hectare central após 350 dias da queima de vegetação nativa no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

3.2.3 Coleta de gases

Após o corte a biomassa vegetal permaneceu em processo natural de secagem de maio até agosto de 2014 favorecida pela estiagem de chuvas, associada à elevada temperatura, até a queima de biomassa em agosto de 2014. Após a queima foram realizadas coletas até 350 dias no período de estudo de maio de 2014 a agosto de 2015, período que as câmaras permaneceram abertas em campo.

As coletas de GEE foram realizadas na vegetação nativa, 19, 31, 48, 61 e 81 dias após corte e 2 (83 dias após corte), 4 (85), 6 (87), 8 (89), 15 (96), 31 (112), 45 (127), 61 (142), 88 (169), 122 (193), 153 (224), 180 (251), 240 (311) e 350 (431) dias após queima com amostragens de GEE aos 0, 20, 40 e 60 minutos após fechamento da câmara. Ao realizar o fechamento da câmara de coleta, foram inseridas seringas de polietileno que aspiraram o ar de dentro da câmara nos tempos 0, 20, 40 e 60 minutos.

As amostras de gases coletadas com a seringa foram transferidas para frascos de vidro (*vials*) com vácuo e encaminhadas ao laboratório de matéria orgânica do solo da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Esalq-USP. A determinação das concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O foi realizada por cromatografia gasosa (SRI-GC-110®, Torrance, EUA) com coluna empacotada de HAYESPTM mantida a 82 °C para separação molecular dos gases. O CH₄ e CO₂

foram quantificados através do FID (Flame Ionization Detector), e o N₂O via ECD (Electron Capture Detector) operando a 325 °C.

3.2.4 Fluxos CO₂ – CH₄ – N₂O e CO₂eq

O fluxo de GEE foi calculado pela projeção linear das concentrações em função do tempo de acúmulo dentro das câmaras de acordo com a Equação 1 (Hutchinson and Livingston, 1993).

$$\text{Fluxo G} = \frac{(\delta \text{GEE})}{\delta t} \times \frac{V}{A} \times m \times \frac{P}{T \times R} \quad (1)$$

Sendo: (δ [GEE]/ δ t) a variação da concentração de GEE em função do tempo, sendo CO₂, CH₄ e N₂O (μmol mol⁻¹ s⁻¹); V: volume que o ar ocupa na câmara (m³); A: área (m²); m: massa molecular do gás (g mol⁻¹); P: pressão atmosférica (atm); T: a temperatura do solo (Kelvin) e R: constante dos gases (0,082 atm L mol⁻¹ K).

A emissão acumulada de gases foi calculada pela interpolação linear dos fluxos obtidos entre duas coletas sucessivas e a integração numérica da área da curva, foi realizada pela regra do trapézio (Whittaker and Robinson, 1967). Os fluxos de CH₄ e N₂O foram convertidos em Dióxido de Carbono equivalente (CO₂eq) e Carbono equivalente (Ceq), de acordo com o seu Potencial de Aquecimento Global (IPCC, 2007) (i.e., CH₄ = 23 e N₂O = 298 em massa/massa) de acordo com a equação 2 a 4.

$$CO_2 \text{ eq } (CH_4) = CH_4 \times 23 \dots\dots\dots (2)$$

$$CO_2 \text{ eq } (N_2O) = N_2O \times 298 \dots\dots\dots (3)$$

$$Ceq = CO_2(eq) \times (12/44) \dots\dots\dots (4)$$

Onde: CO₂ = fluxo de CO₂; N₂O = fluxo de N₂O; CH₄ = fluxo de CH₄; (12/44) = relação entre o peso molecular do carbono e do CO₂; 23 = potencial de aquecimento global do CH₄ em relação ao CO₂; 298 = potencial de aquecimento global do N₂O em relação ao CO₂.

3.2.5 Análise estatística

O experimento foi desenvolvido em modelo inteiramente casualizado com cinco repetições randomizadas. Os fluxos de CO_2 , CH_4 e N_2O foram submetidos ao teste de normalidade de erros e homogeneidade pela análise de variância (ANOVA), tendo o tempo como tratamento principal. As médias foram comparadas pelo teste de tukey com nível de significância de 5% ($p < 0.05$) utilizando o software R, versão 3.1.0 (R Core Team, 2014).

3.3. Resultados

3.3.1 Fluxo de C- CO_2

Os fluxos de C- CO_2 do solo apresentaram variações sazonais influenciadas pelo clima. (Figura 4).

Figura 4. Fluxo de CO_2 (A) CH_4 (B) e N_2O (C) do solo após o corte e queima de vegetação nativa no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

As menores emissões foram observadas no inverno, período com menor temperatura e baixa pluviosidade (*i.e.*, maio a agosto de 2014 e abril a agosto de 2015) e os maiores fluxos foram observados no verão, período com maior temperatura e elevada precipitação (outubro de 2014 a fevereiro de 2015). No período de 80 dias após o corte da vegetação nativa (VN) antes da queima de biomassa (QB) as emissões de C- CO_2 do solo variaram de 95,1 a 231,0 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na VN e

42,2 a 151,8 mg m⁻² h⁻¹ na área QB, com redução significativa de 45 % nos fluxos de C-CO₂ após o corte, comparada a vegetação nativa. As emissões acumuladas de C-CO₂ do solo na área de QB foram 51 % inferiores comparada à área com vegetação nativa até 80 dias após o corte.

As emissões de C-CO₂ do solo após a QB variaram de 80,6 a 428,4 mg m⁻² h⁻¹ na VN, com as maiores emissões registradas no verão (*i.e.*, outubro a dezembro 2014). Na área de QB, as emissões variaram de 80,9 a 236,3 mg m⁻² h⁻¹, com redução média significativa de 53% nas emissões de C-CO₂ no período de 61 a 180 dias após QB (outubro 2014 a fevereiro 2015) comparada a vegetação nativa. O maior fluxo de C-CO₂ foi registrado na VN aos 88 dias após QB (428,4 mg m⁻² h⁻¹) entretanto, aos 240 dias houve redução (107,6 mg m⁻² h⁻¹) próxima ao valor da emissão da área de QB (117,3 mg m⁻² dia⁻¹) permanecendo sem diferença significativa até final do estudo. No período total de 431 dias as emissões de C-CO₂ da área de QB a foram 36 % inferiores às emissões vegetação nativa (Tabela 2).

Tabela 2. Emissão média diária e emissão acumulada de CO₂, CH₄ e N₂O do solo da área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

Área	CO ₂		CH ₄		N ₂ O	
	Média (g m ⁻² dia ⁻¹)	Acumulada (g m ⁻²)	Média (mg m ⁻² dia ⁻¹)	Acumulada (mg m ⁻²)	Média (mg m ⁻² dia ⁻¹)	Acumulada (mg m ⁻²)
Corte (1 a 81 dias)						
VN	3,7 ± 0,74 ^{**}	300,9 ± 59,5 ^{***}	-0,5 ± 0,23 ^{ns}	-37,0 ± 20,4 ^{ns}	0,1 ± 0,03 ^{ns}	8,3 ± 2,3 ^{ns}
CQ	1,9 ± 0,36	148,3 ± 20,3	-0,4 ± 0,08	-31,2 ± 5,7	0,1 ± 0,04	7,9 ± 2,8
Queima (81 a 431 dias)						
VN	4,5 ± 1,28 [*]	1599,2 ± 328,5 ^{**}	-0,3 ± 0,36 ^{ns}	-112,3 ± 91,6 ^{ns}	0,5 ± 0,08 ^{ns}	171,0 ± 38,6 [†]
CQ	3,1 ± 0,83	1067,7 ± 368,2	-0,1 ± 0,30	-26,2 ± 121,4	0,4 ± 0,08	133,5 ± 23,3
Total (1 a 431 dias)						
VN	4,4 ± 1,11 [*]	1900,1 ± 385,8 ^{**}	-0,3 ± 0,31 ^{ns}	-149,3 ± 102,5 ^{ns}	0,4 ± 0,06 ^{ns}	179,3 ± 39,7 [*]
CQ	2,8 ± 0,66	1216,1 ± 381,1	-0,1 ± 0,22	-57,4 ± 120,0	0,3 ± 0,06	141,4 ± 24,2

Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. *** = p < 0.001; ** = p < 0.01; * p < 0.05; † = p < 0.10; ns = não significativo

3.3.2 Fluxo de C-CH₄ e N-N₂O

Verificamos na VN fluxo médio negativo (absorção) de CH₄ do solo em todo período de estudo, com variação de -5,8 a -25,9 µg m⁻² h⁻¹. A área de corte e queima também apresentou fluxo negativo, com valor positivo apenas aos dois dias e dos 153 até 240 dias após QB, com emissão média de 2,0 µg m⁻² h⁻¹ no período de Janeiro a Abril de 2015 (Figura 4-B). As emissões

de CH_4 foram negativas com diferenças não significativas entre a VN e área de QB em todo período de estudo (Tabela 2). O fluxo total (consumo) de CH_4 no final do estudo foi 62 % menor na área de queima, comparado a VN.

As variações sazonais nas emissões de C- CO_2 em função do clima também foram verificadas nas emissões de N- N_2O durante o período estudo. Aos 19 dias após o corte da biomassa, houve diferença significativa nas emissões de N- N_2O , com maior emissão na área de corte ($7,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) comparada a VN ($4,8 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Os fluxos de N_2O foram superiores na área de QB, sem diferença significativa comparada a VN. Após a QB, foi verificada elevação na emissão N- N_2O na área de QB aos seis e oito dias ($14,4$ e $6,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente), com diferença significativa entre duas áreas (Figura 4-C).

O maior fluxo de N- N_2O foi registrado após o corte na área de QB, sem diferença significativa comparada a VN até 45 dias após QB, quando houve elevação nas emissões de N- N_2O , comparada a área de QB, mantendo-se superior até o final do estudo. Os maiores fluxos foram registrados aos 122 dias na vegetação nativa ($42,8 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e aos 31 dias após QB ($39,9 \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) no hectare submetido à QB.

As emissões totais de N_2O foram 5 % superiores na VN ($8,3 \pm 2,3 \text{ mg m}^{-2}$) no período até 80 dias após o corte, não apresentando diferença significativa ($p < 0,05$) com a área de QB ($7,9 \pm 2,8 \text{ mg m}^{-2}$). Após a QB, as emissões de N- N_2O foram 21 % superior na VN, com diferença significativa comparada a área de QB. As emissões totais de N- N_2O na área de VN ($179,3 \pm 39,7$) foram 21 % superior ($p < 0,01$) ao valor total das emissões na área de QB ($141,4 \pm 24,2$) (Tabela 2).

3.3.3 Fluxo de C- CO_2eq e Ceq

As emissões de C- CO_2 representaram 97 % do fluxo total de CO_2eq . No período de 80 dias entre o corte e secagem da vegetação nativa, os valores de $\text{CO}_2\text{eq-N}_2\text{O}$ representaram apenas 4,7 e 5,7 % das emissões totais de CO_2eq da VN e área de QB, respectivamente. A emissão de $\text{CO}_2\text{eq-N}_2\text{O}$ foi mais expressiva após a QB, representando 95,3 % das emissões de CO_2eq da VN e 94,3 % da área de QB. Ao compararmos as emissões totais de CO_2eq ($1.950,1 \text{ g m}^{-2}$), o $\text{CO}_2\text{eq-N}_2\text{O}$ representou apenas 2,7 % ($53,4 \text{ g m}^{-2}$) das emissões na área de VN e 3,3 % ($42,1 \text{ g m}^{-2}$) na área de QB ($1.256,9 \text{ g m}^{-2}$), conforme tabela 3.

Tabela 3. Emissão de Dióxido de Carbono equivalente (CO₂eq) e carbono equivalente (Ceq) do solo da área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

Área	CO ₂	CH ₄		N ₂ O		GASES	
	C	CO ₂ eq-CH ₄	Ceq-CH ₄	CO ₂ eq-N ₂ O (g m ⁻²)	Ceq-N ₂ O	CO ₂ eq	Ceq
Corte (1 a 81 dias)							
VN	81,2 ± 16,2***	-0,9 ± 0,5 ^{ns}	-0,2 ± 0,1 ^{ns}	2,5 ± 0,7 ^{ns}	0,7 ± 0,2 ^{ns}	302,5 ± 60,5***	81,7 ± 16,5**
CQ	40,0 ± 5,5	-0,7 ± 0,1	-0,2 ± 0,0	2,4 ± 0,8	0,6 ± 0,2	150,0 ± 21,0	40,9 ± 5,7
Queima (81 a 431 dias)							
VN	431,8 ± 89,6**	-2,6 ± 2,1 ^{ns}	-0,7 ± 0,6 ^{ns}	51 ± 11,5 [†]	13,9 ± 3,1 [†]	1647,6 ± 338,6**	444,9 ± 92,4 [†]
CQ	288,3 ± 100,4	-0,6 ± 2,8	-0,2 ± 0,8	39,8 ± 6,9	10,8 ± 1,9	1106,9 ± 373,6	298,9 ± 101,9
Total (1 a 431 dias)							
VN	513,0 ± 105,2**	-3,4 ± 2,4 ^{ns}	-0,9 ± 0,6 ^{ns}	53,4 ± 11,8*	14,4 ± 3,2*	1950,1 ± 396,8**	526,6 ± 108,2*
CQ	328,3 ± 103,9	-1,3 ± 2,8	-0,4 ± 0,8	42,1 ± 7,3	11,4 ± 2,0	1256,9 ± 386,9	339,4 ± 105,5

Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. *** = p < 0.001; ** = p < 0.01; * = p < 0.05; † = p < 0.10; ns = não significativo

As emissões de Ceq no período de corte foi 100 % maior na VN comparada à área de QB. Após a queima houve redução de 33% comparada às emissões Ceq da área de VN. Ao final do estudo o corte e queima da vegetação nativa reduziram as emissões de Ceq em 35 %, com a VN após 430 dias emitindo 526,6 g m⁻² e a área de QB emitindo um total de 339,4 g m⁻².

3.4. Discussão

3.4.1 Emissões de gases de efeito estufa

A variação climática influenciou na dinâmica de fluxos de GEE do solo foi confirmada pela variação das emissões anuais de CO₂eq registradas na vegetação nativa. Os resultados confirmam que os GEE emitidos do solo são predominantes pelo C-CO₂.

Ao avaliarmos o fluxo de GEE por 430 dias verificamos que as maiores emissões foram associadas ao período de verão com alta temperatura (máxima 35 °C) e elevado índice pluviométrico (± 200 mm mês⁻¹). Os maiores fluxos no período de verão estão associados ao aumento da umidade do solo, apresentando relação positiva com o fluxo de GEE do solo (McKnight et al., 2017). Resultados semelhantes foram encontrados por estudos de Jung et al. (2017) no qual verificaram as flutuações na temperatura e umidade como o principal motor da

variabilidade das emissões de GEE. Entretanto, no inverno as emissões CO_2eq foram menores, pois a respiração radicular diminuiu com a redução da temperatura (GROFFMAN et al., 2006).

A redução significativa das emissões de GEE do solo após 30 dias do corte da vegetação nativa evidenciou que houve interrupção dos fluxos no sistema solo-planta-atmosfera, cessando a atividade e transportes fisiológicos na planta, diminuindo as trocas gasosas do sistema radicular com o solo, limitando exsudados radiculares aos microrganismos com consequência da redução dos fluxos de GEE para atmosfera. Essa teoria é confirmada pelos estudos de Zhu et al. (2016) considerando que o aumento significativo nas emissões de C-CO_2 e $\text{N-N}_2\text{O}$ é proveniente da respiração da fauna do solo e da biomassa de raízes finas das plantas, com relação direta a qualidade da serapilheira e carbono orgânico do solo (Deng et al., 2016). Após o consumo total da serapilheira na área de estudo podemos inferir que as menores emissões de GEE na área de corte e queima foi reduzida, entre outros fatores, pela falta de cobertura vegetal e interrupção da ciclagem de nutrientes diminuindo a manutenção da umidade e o aporte de substrato para atividade biológica do solo.

O consumo de C-CH_4 verificado nesse estudo, é atribuído à qualidade do solo, que possui boa profundidade sem impedimentos físicos e boa estrutura, característica de Latossolos com ocupação florestal, conferindo boa aeração e drenagem que impede a criação de zonas anaeróbias no solo com emissão de CH_4 (Gao et al., 2014). O consumo de metano está bem estabelecido em solos florestais em toda a Bacia Amazônica, atuando como sumidouros de metano, entretanto, na mudança do uso da terra após o estabelecimento de pastagens, pode se tornar uma fonte de metano (Meyer et al., 2017). Os resultados encontrados nesse estudo estão de acordo com Fernandes et al. (2002) os quais encontraram fluxo líquido negativo de metano em floresta tropical na Amazônia.

3.4.2 Dinâmica das emissões de gases de efeito estufa e alteração das propriedades químicas do solo

As emissões de GEE variaram ao longo do estudo com a mudança nas propriedades do solo alteradas pelo clima e pelo impacto do corte e queima da vegetação nativa nos atributos químicos solo. Resultados semelhantes foram verificados por Smith et al. (2016) que registraram alterações nas emissões de GEE em função da mudança de clima, desmatamento e ausência de cobertura do solo em floresta temperada. Ludwig et al. (2001), verificaram alterações na temperatura, teor de água e disponibilidade de C e N no substrato influenciando a emissão de GEE. As respostas ao aumento de umidade são positivas nas emissões de GEE em solos

aeróbios e negativamente se relaciona ao fluxo em umidades de 45 % de espaço poroso ocupado por água (McKnight et al., 2017).

Ao verificarmos redução de 30 % nos estoques de C e 25 % nos estoques de N (Cap. 2, item 3.3) associadas às reduções nos teores de macronutrientes do solo (Cap 2, item 3.2) é compreendida a redução das emissões de GEE em função da queima de biomassa e serapilheira, interrompendo a ciclagem, manutenção da umidade e reposição nutricional ao solo. As menores taxas de fluxo de GEE podem refletir a menor atividade microbiana devido a redução dos teores de C e N, assim como, à transformação do carbono lábil em formas mais recalcitrantes de matéria orgânica pirogênica em função do fogo (Singh et al., 2012). Entretanto, o autor descreve que o aumento de nutrientes no solo após a queima pouco influenciou a elevação nas emissões de GEE, mesmo após a mineralização e disponibilidade de nutrientes facilmente decomponíveis ao metabolismo microbiano (Ludwig et al., 2001), pois as emissões de GEE se mantiveram constantes e foram mais influenciadas pelas condições climáticas. Houve um pequeno aumento nas emissões após a QB e deposição de cinzas na superfície do solo, entretanto, o aumento foi momentâneo e houve rápida perda de fertilidade, e menor disponibilidade nutricional aos organismos do solo, que reduzem sua atividade microbiana, e consequentemente os fluxos de GEE do solo (Bell et al., 2013). A queima pode interferir nos ciclos biogeoquímicos, em especial no ciclo do nitrogênio e diminuir as emissões de GEE, pois cerca de 50% do N do combustível de biomassa pode ser liberado, provocando a perda do nitrogênio (Crutzen and Andreae, 1990).

A respiração e emissão de GEE do solo são produtos das atividades de organismos heterotróficos e respiração das raízes, as quais contribuem em média com 50 % da respiração total do solo, favorecidas pelas condições climáticas e crescimento de plantas. (Hanson et al., 2000).

A interrupção do fluxo de nutrientes no sistema solo-planta pelo corte da vegetação nativa e posterior queima de serapilheira, interrompem as relações estáveis da biomassa microbiana com o sistema radicular das plantas, podendo ocorrer uma mudança na estrutura microbiana pela queima e redução de substratos aos organismos do solo, responsáveis pela diminuição das emissões de GEE dos solos (Zhu et al., 2016). As reduções das emissões na área de QB também ocorreram pela redução de substrato (biomassa e serapilheira), as quais contribuem para emissão de GEE pela oxidação da biomassa morta por decomposição (Vasconcelos et al., 2013).

3.4.3 Emissões de Ceq na mudança do uso da terra

Os resultados apresentados comprovam que somente o corte da vegetação nativa antes da QB é responsável pela redução de 50 % nas emissões de Ceq do solo. Esses resultados alertam que, independente da queima florestal e da atividade agropecuária que será estabelecida após a mudança do uso da terra, há um déficit de partida do C e N que reduzem pela metade as emissões de GEE do solo, sendo um indicativo da degradação das condições ambientais pelo corte da vegetação nativa. Entretanto devemos compreender que as mudanças de uso da terra podem causar mais perdas de carbono pelo do fluxo de CO₂ do solo, comparada à perda líquida de carbono do solo (Farley et al., 2013).

Ao se avaliar o estudo realizado por Carvalho Jr. et al., (2016) com o corte e queima da vegetação nativa na mesma área de estudo, registrando o consumo de 40 % da biomassa vegetal pelo fogo com emissões de CO₂ e CO, verificaram emissões de 164,1 Mg ha⁻¹ de CO₂ e 11,6 Mg ha⁻¹ de CO, com estimativa média de emissão para Amazônia Ocidental de 191±46,7 Mg CO₂ ha⁻¹. Ao avaliarmos as emissões de C por compartimentos, o processo de combustão da biomassa emitiu 49,8 Mg C ha⁻¹ e o solo, desde do corte até 360 dias após a queima emitiu 3,4 Mg C ha⁻¹ em processo de regeneração natural, contabilizando emissões totais (*i.e.*, emissão do solo e da biomassa) de 54,7 Mg C ha⁻¹ no período de estudo.

As emissões líquidas de todos os depósitos de vegetação natural de florestas incluindo fluxos de biomassa e solo, são de 2,0 x 10⁹ Mg C, com equivalência a 2,0-2,4 x 10⁹ Mg de Ceq (2,0 a 2,4 Pg CO₂eq), indicando um grande impacto no aquecimento global de uso da terra tropical, equivalente a 29% da emissão antropogênica total de combustíveis fósseis e mudança do uso da terra (Arima et al., 2014; Gonzalez et al., 2014). Nesse entendimento, reduzir as emissões de carbono provenientes dos incêndios florestais é fundamental para diminuir as emissões de gases de efeito estufa e o aquecimento global. Entretanto, devemos utilizar essas informações com cautela, pois a eficiência de queima é extremamente variável, assim como, a composição da biomassa da floresta, com muitas fontes de erros que podem estar depositadas nas condições climáticas, carga de combustível e disposição no solo, tempo de secagem, direção do vento e do fogo, assim como, eventos climáticos produz variabilidades nos processos de queima (Righi et al., 2009). Devido à variabilidade das florestas tropicais e a grande importância da atividade de queima e desmatamento, torna-se necessário melhorar nosso conhecimento quantitativo desses processos.

3.5. Conclusão

As emissões de GEE do solo são influenciadas pela sazonalidade climática na Amazônia, com os maiores fluxos registrados no verão e menores emissões no inverno.

As emissões de gases de efeito estufa do solo após o corte da vegetação nativa foram reduzidas em 50 % no período de secagem da vegetação antes da queima de biomassa, permitindo inferir que, somente o corte da vegetação nativa reduz as emissões de gases de efeito estufa do solo. O corte e queima, comparado à manutenção da vegetação nativa, reduziram em 35 % as emissões de C equivalente até um ano após a queima da biomassa vegetal.

Referências

- Alencar, A., Asner, G.P., Knapp, D., Zarin, D., 2011. Temporal variability of forest fires in eastern Amazonia. *Ecol. Appl.* 21, 2397–2412. doi:10.1890/10-1168.1
- Andreae, M.O., Merlet, P., 2001. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem. Cycles* 15, 955–966. doi:10.1029/2000GB001382
- Anjos, L.H.C. dos, Silva, L.M. da, Wadt, P.G.S., Lumbreras, J.F., Pereira, M.G., 2013. Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos. http://catuaba.cpaefac.embrapa.br/guest/rcc_final_web.pdf, Brasília.
- Aparecida, S., Fernandes, P., Bernoux, M., Cerri, C.C., Feigl, B.J., Piccolo, M.C., 2002. Seasonal variation of soil chemical properties and CO₂ and CH₄ fluxes in unfertilized and P-fertilized pastures in an Ultisol of the Brazilian Amazon. *Geoderma* 107, 227–241.
- Arima, E.Y.E.Y., Barreto, P., Araújo, E., Soares-Filho, B., 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. *Land use policy* 41, 465–473. doi:dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.026
- Ashton, T.S., 1997. The industrial revolution 1760-1830. Oxford University Press, Oxford.
- Assad, E.D., Martins, S.C., Beltrão, N.E. de M., Pinto, H.S., 2013. Impacts of climate change on the agricultural zoning of climate risk for cotton cultivation in Brazil. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 48, 1–8. doi:10.1590/S0100-204X2013000100001
- Bahn, M., Reichstein, M., Davidson, E.A., Grünzweig, J., Jung, M., Carbone, M.S., Epron, D., Misson, L., Nouvellon, Y., Rouspard, O., Savage, K., Trumbore, S.E., Gimeno, C., Yuste, J.C., Tang, J., Vargas, R., Janssens, I.A., 2010. Soil respiration at mean annual temperature predicts annual total across vegetation types and biomes. *Biogeosciences* 7, 2147–2157. doi:10.5194/bg-7-2147-2010

- Balch, J.K., Brando, P.M., Nepstad, D.C., Coe, M.T., Silvério, D., Massad, T.J., Davidson, E.A., Lefebvre, P., Oliveira-Santos, C., Rocha, W., Cury, R.T.S., Parsons, A., Carvalho, K.S., 2015. The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale Burn Experiment. *Bioscience* 65, 893–905. doi:10.1093/biosci/biv106
- Barbosa, R.I., Fearnside, P.M., 1999. Incêncios na Amazônia Brasileira: Estimativa das diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento El Nino (1997/98). *Acta Amaz.* 29, 513–534.
- Bastos, T.X., Diniz, T.D. de A.S., 1982. Avaliação do clima do Estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola., EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU., Belém - PA.
- Batjes, N.H., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 1–163.
- Bell, C., Carrillo, Y., Boot, C.M., Rocca, J.D., Pendall, E., Wallenstein, M.D., 2013. Rhizosphere stoichiometry: are C : N : P ratios of plants, soils, and enzymes conserved at the plant species-level? *New Phytol.* doi:10.1111/nph.12531
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, A., Aragão, L.E.O., Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira Junior, R.C. de, Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob. Chang. Biol.* 4. doi:10.1111/gcb.12627
- Brown, I.F., Martinelli, L.A., Thomas, W.W., Moreira, M.Z., Cid Ferreira, C.A., Victoria, R.A., 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. *For. Ecol. Manage.* 75, 175–189. doi:10.1016/0378-1127(94)03512-U
- Carvalho Jr., J.A., Amaral, S.S., Costa, M.A.M., Soares Neto, T.G., Veras, C.A.G., Costa, F.S., van Leeuwen, T.T., Krieger Filho, G., Tourigny, E., Forti, M.C., Fostier, A.H., Siqueira, M.B., Santos, J.C., Lima, B.A., Cascão, P., Ortega, G., Frade Jr., E.F., 2016. CO₂ and CO emission rates from three forest fire controlled experiments in Western Amazonia. *Atmos. Environ.* 135, 73–83. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.03.043
- Crutzen, P.J., Andreae, M.O., 1990. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* (80-.). 250, 1669–1679.
- Dalal, R.C., Thornton, C.M., Cowie, B.A., 2013. Turnover of organic carbon and nitrogen in soil assessed from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ changes under pasture and cropping practices and estimates of greenhouse gas emissions. *Sci. Total Environ.* 465, 26–35. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.04.101

- Deng, Q., Cheng, X., Hui, D., Li, M., Zhang, Q.Q., Li, M., Zhang, Q.Q., 2016. Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China. *Sci. Total Environ.* 541, 230–237.
- DON, A., SCHUMACHER, J., FREIBAUER, A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 17, 1658–1670. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x
- Fearnside, P.M., 2008. Amazon Forest Maintenance as a Source of Environmental Services. *Ann. Brazilian Acad. Sci.* 80, 101–114.
- Fearnside, P.M., Abbud Righi, C., Maurício Lima de Alencastro Graça, P., Keizer, E.W., Clemente Cerri, C., Melo Nogueira, E., Imbrozio Barbosa, R., Paulo, P.-S., 2009. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia. *For. Ecol. Manag.* 258, 1968–1978. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.042
- Ferraz, S.F. de B., Vettorazzi, C.A., Theobald, D.M., Ballester, M.V.R., 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *For. Ecol. Manage.* 204, 69–85. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.073
- Filho, G.C.K., Bufacchi, P., Santos, J.C., Veras, C.A.G., Alvarado, E.C., Mell, W., Carvalho, J.A., 2017. Probability of surface fire spread in Brazilian rainforest fuels from outdoor experimental measurements. *Eur. J. For. Res.* 136, 217–232. doi:10.1007/s10342-016-1023-2
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van, R., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing Chapter 2, in: Netherlands) G. Bodeker (New Zealand) Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Gao, B., Ju, X., Su, F., Meng, Q., Oenema, O., Christie, P., Chen, X., Zhang, F., 2014. Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative cereal cropping systems on the North China Plain: A two-year field study. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.11.003
- Gonzalez, P., Kroll, B., Vargas, C.R., 2014. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. *For. Ecol. Manage.* 312, 78–91. doi:10.1016/j.foreco.2013.10.019

- GROFFMAN, P.M., HARDY, J.P., DRISCOLL, C.T., FAHEY, T.J., 2006. Snow depth, soil freezing, and fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in a northern hardwood forest. *Glob. Chang. Biol.* 12, 1748–1760. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01194.x
- Hansen, M.C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., Justice, A.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* (80-.). 342. doi:10.1126/science.1244693
- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T., Andrews, J.A., 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48, 115–146.
- Houghton, R.A., 2010. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Chem. Phys. Meteorol.* 62, 337–351. doi:10.1111/j.1600-0889.2010.00473.x
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 1993. Use of Chamber Systems to Measure Trace Gas Fluxes. *ASA Spec. Publ.* 677–63.
- IBGE, 2009. Manual Técnico de Geomorfologia, 2 ed. ed. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- IPCC, 2015. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis, in: IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE C, Paris, France.
- Jung, M., Reichstein, M., Schwalm, C.R., Huntingford, C., Sitch, S., Ahlström, A., Arneth, A., Camps-Valls, G., Ciais, P., Friedlingstein, P., Gans, F., Ichii, K., Jain, A.K., Kato, E., Papale, D., Poulter, B., Raduly, B., Rödenbeck, C., Tramontana, G., Viovy, N., Wang, Y.-P., Weber, U., Zaehle, S.S., Zeng, N., Stich, S., Arneth, A., Camps-Valls, G., Ciais, P., Friedlingstein, P., Gans, F., Ichii, K., Jain, A.K., Kato, E., Pepale, D., Poulter, B., Raduly, T., Rodenbeck, C., Tramontana, G., Viovy, N., Wang, Y.-P., Weber, U., Zaehle, S.S., Zeng, N., 2017. Compensatory water effects link yearly global land CO₂ sink changes to temperature. *Nature* 541, 516–520. doi:10.1038/nature20780
- Keenan, T.F., Prentice, I.C., Canadell, J.G., Williams, C.A., Wang, H., Raupach, M., Collatz, G.J., 2016. Recent pause in the growth rate of atmospheric CO₂ due to enhanced terrestrial carbon uptake. *Nat. Commun.* 7, 13428. doi:10.1038/ncomms13428

- Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science* (80-.). 304. doi:10.1126/science.1097396
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., H B Ometto, J.P., Ferreira, M.E., Nobre, C.A., Paula Aguiar, A.D., C Bustamante, M.M., Cardoso, M.F., Costa, M.H., Joly, C.A., Leite, C.C., Moutinho, P., Sampaio, G., N Strassburg, B.B., G Vieira, I.C., 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4, 27–35. doi:10.1038/NCLIMATE2056
- Leonardo, M., Cavararo, R., Lgonzaga, Brauns, M. do R., Sigolo, M., Pimentel, M., 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira, 2 ed. ed. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro.
- Lisboa, A. de M., Longo, A.E., Saraiva, F.A.M.S., Costa, G.F. da, Silva, M.J.G. da, Guimarães, S.C.P., Barros, W. dos S., 2012. Boletim Climatológico de Rondônia - 2010. Porto Velho.
- Ludwig, J., Meixner, F.X., Vogel, B., Förstner, J., 2001. Soil-air exchange of nitric oxide: An overview of processes, environmental factors, and modeling studies. *Biogeochemistry* 52, 225–257.
- Matthias, A.D., Blackmer, A.M., Bremner, J.M., 1980. A Simple Chamber Technique for Field Measurement of Emissions of Nitrous Oxide from Soils¹. *J. Environ. Qual.* 9, 251. doi:10.2134/jeq1980.00472425000900020017x
- Maynard, D.G., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K.E., Kishchuk, B., 2014. How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environ. Rev.* 22, 161–178. doi:10.1139/er-2013-0057
- McKnight, J.Y., Harden, C.P., Schaeffer, S.M., 2017. McKnight, J.Y., Harden, C.P., Schaeffer, S.M., 2017. Soil CO₂ flux trends with differences in soil moisture among four types of land use in an Ecuadorian páramo landscape. *Phys. Geogr.* 38, 51–61. doi:10.1080/02723646.2016.1256101 Soil CO₂ flux trends with . *Phys. Geogr.* 38, 51–61. doi:10.1080/02723646.2016.1256101
- Meier, I.C., Leuschner, C., Marini, E., Fender, A.-C., 2016. Species-specific effects of temperate trees on greenhouse gas exchange of forest soil are diminished by drought. *Soil Biol. Biochem.* 95, 122–134. doi:10.1016/j.soilbio.2015.12.005
- Meyer, K.M., Klein, A.M., Rodrigues, J.L.M., Nüsslein, K., Tringe, S.G., Mirza, B.S., Tiedje, J.M., Bohannon, B.J.M., 2017. Conversion of Amazon rainforest to agriculture alters community traits of methane-cycling organisms. *Mol. Ecol.* 26, 1547–1556. doi:10.1111/mec.14011
- Morandini, F., Perez-Ramirez, Y., Tihay, V., Santoni, P.-A., Barboni, T., 2013. Radiant, convective and heat release characterization of vegetation fire. *Int. J. Therm. Sci.* 70, 83–91. doi:10.1016/j.ijthermalsci.2013.03.011

- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., Mcgilvray, H., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Glob. Chang. Biol.* 8, 105–123. doi:10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x
- Righi, C.A., Lima De Alencastro Graça, P.M., Cerri, C.C., Feigl, B.J., Fearnside, P.M., 2009. Biomass burning in Brazil's Amazonian arc of deforestation": Burning efficiency and charcoal formation in a fire after mechanized clearing at Feliz Natal, Mato Grosso. *For. Ecol. Manage.* 258, 2535–2546. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.010
- Santos, H.G. dos, Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C. dos, Oliveira, V.A. de, Lumberras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Cunha, T.J.F., Oliveira, J.B. de, 2013. Sistema Brasileira de Classificação de Solos, 3 ed. ed. Brasília.
- Schaufler, G., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Skiba, U., Sutton, M.A., Zechmeister-Boltenstern, S., 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 683–696. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x
- Shange, R.S., Ankumah, R.O., Ibekwe, A.M., Zabawa, R., Dowd, S.E., 2012. Distinct Soil Bacterial Communities Revealed under a Diversely Managed Agroecosystem. *PLoS One* 7, e40338. doi:10.1371/journal.pone.0040338
- Silva, M.E. siqueira, Pereira, G., Rocha, R.P. da, 2016. Local and remote climatic impacts due to land use degradation in the Amazon "Arc of Deforestation." *Theor. Appl. Climatol.* 125, 609–623. doi:10.1007/s00704-015-1516-9
- Singh, N., Abiven, S., Torn, M.S., Schmidt, M.W.I., 2012. Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale. *Biogeosciences* 9, 2847–2857. doi:10.5194/bg-9-2847-2012
- Smith, P., House, J.I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Clark, J.M., Adhya, T., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P., Cotrufo, M.F., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bondeau, A., Jain, A.K., Meersmans, J., Pugh, T.A.M., 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Glob. Chang. Biol.* 22, 1008–1028. doi:10.1111/gcb.13068
- Snyder, P.K., 2010. The Influence of Tropical Deforestation on the Northern Hemisphere Climate by Atmospheric Teleconnections. *Earth Interact.* d 14. doi:10.1175/2010EI280.1
- Tollefson, J., 2016. Deforestation rates spike in Brazil. *Nature*.
- Turner, M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91, 2833–2849. doi:10.1890/10-0097.1
- USDA, 2014. Keys to Soil Taxonomy. USDA - Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

- Vasconcelos, S.S., Fearnside, P.M., Graça, P.M.L.A., Nogueira, E.M., Oliveira, L.C., Figueiredo, E.O., 2013. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. *For. Ecol. Manage.* 291, 199–208. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.044
- Wang, Q., Guo, F., Hu, H., Jin, S., Su, Z., 2016. Estimation of gases emitted by forest fires based on remote sensing data. *J. For. Res.* 27, 369–378. doi:10.1007/s11676-015-0162-5
- Wei, X., Huang, L., Xiang, Y., Shao, M., Zhang, X., Gale, W., 2014. The dynamics of soil OC and N after conversion of forest to cropland. *Agric. For. Meteorol.* 194, 188–196. doi:10.1016/j.agrformet.2014.04.008
- West, P.C., Gerber, J.S., Engstrom, P.M., Mueller, N.D., Brauman, K.A., Carlson, K.M., Cassidy, E.S., Johnston, M., MacDonald, G.K., Ray, D.K., Siebert, S., 2014. Leverage points for improving global food security and the environment. *Science* (80-.). 345.
- West, P.C., Gibbs, H.K., Monfreda, C., Wagner, J., Barford, C.C., Carpenter, S.R., Foley, J.A., 2010. Trading carbon for food: Global comparison of carbon stocks vs. crop yields on agricultural land. *PNSA* 107, 19645–19648. doi:10.1073/pnas.1011078107
- Whittaker, E.T., Robinson, G., 1967. Trapezoidal and Parabolic rules. *The Calculus Observation: A Trease Of Numerical Mathematics*. Dover, NY.
- Zhu, X., Chang, L., Liu, J., Zhou, M., Li, J., Gao, B., Wu, D., 2016. Exploring the relationships between soil fauna, different tillage regimes and CO₂ and N₂O emissions from black soil in China. *Soil Biol. Biochem.* 103, 106–116. doi:10.1016/j.soilbio.2016.08.019

4. DINÂMICA DA ESTRUTURA MICROBIANA DO SOLO EM ÁREA DE QUEIMA CONTROLADA DE FLORESTA NATIVA NA AMAZONIA

RESUMO

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo, um bioma privilegiado em serviços ambientais que desenvolve funções estratégicas para manutenção dos ciclos biogeoquímicos e regulação do clima global. Entretanto, constantemente suas reservas ecossistêmicas são ameaçadas pelo desmatamento e incêndios florestais modificando as estruturas e interações microbiológicas, reduzindo a biodiversidade microbiana do solo e comprometendo a dinâmica dos ciclos biogeoquímicos na Amazônia. O objetivo desse estudo foi avaliar as alterações na estrutura da comunidade bacteriana do solo após o corte e queima controlada de vegetação nativa na Amazônia. O estudo foi desenvolvido em quatro hectares de vegetação nativa, onde foi realizado o corte e queima em 2,25 hectares no norte do estado de Rondônia, sul da Amazônia, com coletas temporais simultâneas na área de vegetação nativa e na área de corte e queima. As amostragens de solos foram realizadas na vegetação nativa (controle), 32 e 62 dias após o corte e aos 2, 15, 30, 45, 60, 90, 120, e 360 dias após a queima de biomassa vegetal nas profundidades de 0 – 5, 5 – 10 e 10 – 20 cm. A estrutura da comunidade bacteriana do solo foi avaliada por métodos independentes de cultivo, pela técnica de Polimorfismo do Comprimento dos Fragmentos da Região Terminal – T-RFLP. Foram verificadas alterações da estrutura bacteriana do solo após 30 dias da queima de biomassa na camada superficial até 5 cm, comparada a vegetação nativa. O impacto do fogo na camada superficial do solo associada às alterações nos atributos químicos em função da deposição de cinzas ricas em nutrientes, aumentou a saturação de bases do solo e reduziu os teores de Alumínio, impactaram de forma significativa na mudança da estrutura bacteriana do solo.

Palavra chave: Floresta tropical; Biodiversidade do solo; T-RFLP; Biologia do solo; Mudança de uso da terra

ABSTRACT

Amazon, the largest tropical forest in the world, is a privileged biome in environmental services, developing strategic functions to maintain biogeochemical cycles and regulating global climate. However, its ecosystem reserves are constantly threatened by deforestation and forest fires, modifying microbiological structures and interactions, reducing soil microbial biodiversity and compromising biogeochemical cycles dynamics in Amazon. The objective of this study was to evaluate the changes in the structure of bacterial community after the cut and controlled burning of native vegetation in Amazon. The study was carried out on 4 hectares of native vegetation, where it was cut and burned in 2.25 hectares in the north of Rondônia state, southern Amazon, with simultaneous temporal collections in the native vegetation area and burn area. Soil samples were collected in the native vegetation (control), 32 and 62 days after the cut, and at 2, 15, 30, 45, 60, 90, 120 and 360 days after plant biomass burning at depths of 0-5, 5-10 and 10-20 cm. The structure of the soil bacterial community was evaluated by independent methods of cultivation by the

terminal restriction fragment length polymorphisms- T-RFLP. Changes in soil bacterial structure were verified after 30 days of biomass burning in the soil surface layer up to 5 cm, compared to native vegetation. The impact of fire on the soil surface layer associated with changes in chemical attributes, due to the deposition of nutrient - rich ash, increased soil base saturation and reduced aluminum content significantly, enhancing the change in soil bacterial structure

Keywords: Rainforest; soil biodiversity; T-RFLP; Soil biology; Land use change,

4.1. Introdução

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo, um bioma privilegiado em serviços ambientais que desenvolve funções estratégicas para manutenção dos ciclos biogeoquímicos e regulação do clima global (Fearnside, 2011; Grimaldi et al., 2014). Entretanto, constantemente suas reservas ecossistêmicas são ameaçadas pelo desmatamento e incêndios florestais. O desmatamento tropical pelo uso do fogo suprimiu cerca de 230 milhões de hectares até 2013 (Hansen et al., 2013), comprometendo a manutenção da maior biodiversidade do planeta (Rodrigues et al., 2013). O fogo é a ferramenta mais eficiente para o desmatamento via corte e queima na Amazônia (Mertz et al., 2009), quando utilizado no processo de conversão florestal, causando distúrbios ambientais que comprometem os serviços ecológicos fornecidos pela floresta (Alencar et al., 2016; Lapola et al., 2014). A intensidade do fogo modifica as estruturas e interações microbiológicas, reduzindo a biodiversidade microbiana do solo e comprometendo a dinâmica dos ciclos biogeoquímicos na Amazônia (Martiny et al., 2013; Mirza et al., 2014; Paula et al., 2014).

A degradação ambiental associada aos incêndios florestais podem reduzir até 40% das reservas de carbono orgânico (Berenguer et al., 2014; Cotrufo et al., 2011; Maynard et al., 2014) com impactos diretos na estrutura da comunidade bacteriana comprometendo a ciclagem e manutenção dos teores nutrientes no solo (Kauffman et al., 1995). Estudos utilizando novos modelos de uso da terra evidenciam que as interações e a dinâmica das populações microbianas são alteradas pela mudança de uso da terra em função de distúrbios que ocorrem na paisagem (Costa et al., 2012; Grimaldi et al., 2014) alterando a estrutura das comunidades microbianas do solo.

O solo é um grande reservatório de diversidade microbiana, responsável pelos inúmeros processos biogeoquímicos de ciclagem de nutrientes, nutrição de plantas e mitigação do aquecimento global (Bardgett e Van Der Putten, 2014; Mendes et al., 2013; Wagg et al., 2014). As alterações químicas no ambiente solo ocorrem imediatamente após conversão da vegetação

nativa com efeito na fertilização e no manejo agrícola (Galford et al., 2010). Os processos ambientais na regeneração natural da floresta, resultantes das interações bioquímicas que surgem após o impacto do corte e queima de biomassa vegetal são relatados na literatura com referência ao aumento da fertilidade e mudança de pH após alterações ambientais (Fracetto et al., 2013; Peay et al., 2013).

As transformações biogeoquímicas de C e N e as emissões de gases de efeito estufa são atribuídos em sua maioria, pelos microrganismos, constituindo as bactérias bons indicadores das mudanças do uso do solo e estão diretamente relacionadas às dinâmicas do N (Petersen et al., 2012). A comunidade bacteriana do solo altera suas estruturas em função da mudança de uso da terra e das alterações nos atributos químicos do solo relacionados ao aumento da fertilidade e disponibilidade de nutrientes (Jesus et al., 2009; Navarrete et al., 2015). Os autores constataram adaptações funcionais na comunidade bacteriana após desmatamento, registrando diferenças nos teores de matéria orgânica e acidez do solo com efeito sobre a disponibilidade de nutrientes. Propriedades específicas do solo como alteração no pH e aumento da disponibilidade de nutrientes podem predizer mudanças na comunidade microbiana (Lauber et al., 2008), onde as transformações da matéria orgânica por microrganismos edáficos podem avaliar a qualidade do solo (Kaschuk et al., 2011).

Em estudo realizado na Amazônia com mudança de uso da terra, foi verificado alterações químicas relacionadas ao aumento do pH e concentrações de Ca, Mg, K, P e N no solo, influenciando a estrutura da comunidade bacteriana, tanto na composição como na abundância (Lammel et al., 2015). Estudos realizados em solos da Amazônia central revelaram que a diversidade bacteriana não diminuiu após a mudança do uso da terra, mas altera a estrutura da comunidade (Jesus et al., 2009). O aumento da disponibilidade de nutrientes pela combustão da matéria orgânica após o processo de corte e queima e posterior incorporação de cinzas aumenta a fertilidade do solo, mas pouco conhecidos são os efeitos nas comunidades microbianas do solo (Navarrete et al., 2015).

Estudos com técnicas moleculares são escassos e recentes avaliando o impacto da mudança de uso da terra na estrutura da comunidade bacteriana, sendo de grande importância investigar as consequências de alterações ambientais em larga escala na região amazônica (Galford et al., 2010). Técnicas que utilizam o gene 16S rRNA, uma molécula estável de ácido nucleico que atualmente é extraída e utilizada em práticas para identificação de estruturas de comunidades bacterianas, pode proporcionar melhores avaliações na abundância e diversidade das comunidades pela boa sensibilidade na detecção de distúrbios ambientais relacionados mudanças do uso da terra (Dimitrov et al., 2017; Jesus et al., 2009; Tahir et al., 2015).

Embora esteja registrado que as mudanças no uso da terra afetem significativamente a biomassa microbiana nos solos da Amazônia (Tosi et al., 2016) as informações disponíveis sobre os efeitos dessa mudança na atividade e composição microbiana na Amazônia ainda são escassas (Lammel et al., 2015). Ao considerarmos que a comunidade de microrganismos associada à biodiversidade são em grande maioria, avaliadas em estudos de efeito único (Wagg et al., 2014), pesquisas com o objetivo de avaliar ao longo do tempo a dinâmica temporal microbiana como indicadores de alteração do uso da terra são incentivados. Essas abordagens podem contribuir no entendimento da qualidade do solo e das mudanças climáticas por identificar as alterações na diversidade e composição das comunidades microbianas na mudança de uso da terra (Krause et al., 2014).

O objetivo desse estudo foi avaliar as alterações na estrutura e diversidade da comunidade bacteriana após o corte e queima controlada de vegetação nativa no norte do estado de Rondônia, Sul na Amazônia. Nossas hipóteses são: i) ocorre alteração da estrutura da comunidade bacteriana após corte e queima de biomassa; ii) o uso do fogo e a mudança de fertilidade alteram a estrutura e diversidade bacteriana do solo; iii) as alterações na comunidade ocorrem distintamente entre profundidades do solo e datas de coleta.

4.2. Material e métodos

4.2.1 Descrição da área de estudo

O pesquisa foi desenvolvida em área particular com vegetação nativa, no município de Candeias do Jamari (8°38'03.75" S e 63°11'52.29" W) a 23,0 km de Porto Velho, Rondônia – RO, Sudoeste da Amazônia Legal no Brasil (Figura 1).

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil. Fonte: (INPE/Prodes) adaptado do Imazon: <http://imazon.org.br/slide/desmatamento/>

A área foi selecionada pela representatividade do Bioma Amazônico no estado de Rondônia, região conhecida como “Arco do desmatamento” localizada no Sul da Amazônia onde está concentrada a maior área de expansão do desmatamento no Brasil (Vasconcelos et al., 2013; Fearnside and Graça, 2009). Esta área está localizada no estado brasileiro que apresentou a maior percentagem de desmatamento, comparada aos demais estados na Amazônia brasileira (Rodrigues et al., 2013).

O estudo obteve anuência da Secretaria do Estado de Desenvolvimento Ambiental de Rondônia – SEDAM e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, gestores ambientais estaduais responsáveis pela autorização de corte e queima da vegetação nativa no estado de Rondônia. O sistema de conversão foi realizado por método tradicional de corte raso (próximo ao solo) com motosserra e queima após período de inverno, sem extração seletiva de madeira antes da queima.

A pesquisa foi realizada em experimento único de corte e queima controlada em vegetação nativa na Amazônia, sem repetições locais em função da limitação técnica e ambiental de realizar três procedimentos de queima simultâneos em áreas distintas, limitados pelo custo operacional, risco ambiental e necessidade de mão de obra específica em experimentos de queima na Amazônia (Balch et al., 2015; Morandini et al., 2013). Informações sobre o impacto do sistema de corte e queima na Amazônia, assim como, as perturbações no funcionamento do ecossistema baseia-se em estudos únicos (Turner, 2010) em função da complexa e onerosa repetitividade de

corte e queima de vegetação nativa no bioma Amazônia limitada a quatro hectares (Carvalho Jr. et al., 2016; Righi et al., 2009).

O clima do local é classificado tipo Aw segundo Köppen-Geiger (Ferraz et al., 2005) tropical chuvoso com média anual de precipitação pluviométrica entre 1.400 a 2.300 mm ano⁻¹ podendo ocorrer precipitações até 2.600 mm ano⁻¹ (Browr et al., 1995) e inferior a 20 mm nos meses de inverno. O clima megatérmico é caracterizado com período seco bem definido nos meses de junho a outubro com moderado déficit hídrico e índices pluviométricos inferiores a 50 mm mês⁻¹. A estação chuvosa ocorre de novembro a maio onde são registrados os meses mais quentes do ano (Bastos and Diniz, 1982; Lisboa et al., 2012) (Figura 2, Cap. 2). A vegetação local é caracterizada como floresta Ombrófila aberta com gradientes climáticos com mais de 60 dias secos por ano (Leonardo et al., 2012). Os dados do inventário florestal, números de indivíduos, classes de diâmetro altura do peito (DBH) e consumo de biomassa estão disponíveis em Carvalho et al. (Carvalho Jr. et al., 2016). A serapilheira da área de estudo possui altura de 3,6 cm e massa de 0,89 kg m² com densidade aparente de 31,64 kg m³ (Filho et al., 2017).

A área de estudo está inserida na bacia sedimentar Amazônica, representada por formações sedimentares, relevo aplainado e clima tropical chuvoso que apresentam baixa concentração de bases, acidez elevada e saturação por alumínio alta (Anjos et al., 2013). O solo foi classificado como Latossolo Amarelo Distrófico típico (LAd) ou Typic Hapludox em descrição morfológica realizada em perfil pedológico de trincheira, conforme Sistema Brasileiro de Classificação do Solo – SiBCS e USDA Soil Taxonomy (Santos et al., 2013; USDA, 2014), respectivamente (Tabela 1, Cap. 2).

4.2.2 Coleta de solo

A área de estudo possuía 4.0 hectares onde foi realizado o corte e queima da vegetação nativa apenas em 2.25 hectares (22.500 m²). As amostragens foram realizadas no hectare central de corte e queima, subdividido em 30 unidades amostrais com dimensões individuais de 333 m². Foram realizadas coletas temporais simultâneas na área de corte e queima e na área de vegetação nativa adjacente ao lado esquerdo (A), em área amostral gerada pelo rebatimento simétrico da área central de queima de biomassa (B), conforme Figura 2.

Figura 2. Distribuição experimental das unidades amostrais em vegetação nativa (A) e área de corte e queima (B) no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil. Entre A e B: vegetação nativa; entre B e D: área de corte e queima de biomassa; D e E: hectare central de coleta de solo.

As amostragens de solos foram realizadas na vegetação nativa (controle), 32 e 62 dias após o corte da biomassa vegetal no hectare central. Após a queima de biomassa foram coletadas amostras aos 2, 15, 30, 45, 60, 90, 120 e 360 dias nas profundidades 0 – 5, 5 – 10, 10 – 20 cm. As coletas foram realizadas simultaneamente no hectare central (D) e na área vegetação nativa (E). Após coleta, as amostras foram acondicionadas em saco de polietileno para manutenção da umidade, fechadas com respiro de papel poroso para favorecer aeração e posteriormente acondicionado em caixa térmica. O tempo da coleta em campo até a extração e congelamento do DNA das amostras de solo, foi realizado em até 36 horas após coleta de campo.

4.2.3 Extração do DNA total do solo

A extração do ácido desoxirribonucleico – DNA foi realizada individualmente em cada amostra com 400mg (0,4 g) de solo por meio do procedimento de extração via Kit PowerSoil® DNA Isolation Kit (MO Bio Laboratories, Carlsbad, CA, EUA) de acordo com orientação do fabricante. Após extração a eficiência do método e integridade do DNA foi verificada em eletroforese em gel de agarose 1% (w/v) em tampão TAE (400nM Tris, 20nM ácido acético glacial, 1nM EDTA). O gel foi visualizado em luz ultravioleta (DNrBio-imaging Systems Minibis pro 16 mm), obtendo ao final um quantidade média de 50 ng de DNA por microlitro (total extração de 100µl) o qual foi armazenado em – 20 °C.

4.2.4 Análise dos perfis do T-RFLP

A análise da estrutura da comunidade bacteriana do solo foi realizada com base no procedimento Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism, T-RFLP do gene 16S de rRNA extraído do solo e amplificado com primers para região da subunidade menor do gene 16S DNAr (8fm e 926R, Schütte et al., 2009) específico para acesso ao grupo das bactérias. As condições da PCR (Polimerase Chain Reaction) para amplificação do fragmento do gene 16S DNAr foram realizadas segundo (Schütte et al., 2009).

Ao final da etapa de amplificação as amostras foram purificadas em placas de 96 poços (MicroAmp, AppliedBiosystems) seguindo incubação por 2 horas a temperatura de -20 °C, posteriormente submetidas a duas centrifugações e secagem a 45 °C por 15 minutos. O produto purificado foi ressuspensionado em 50µL de água esterilizada, quantificado em gel de agarose a 1.5% e submetidos à clivagem com 5U da endonucleases HhaI, sendo repetida a purificação. O material final precipitado foi ressuspensionado em formamida HiDi e analisado em sequenciador automático ABI Life 3500 (AppliedBiosystems) utilizando matriz de azul e marcador padrão LIZ 600.

As análises dos eletroferogramas foram realizadas pelo programa Gene Mapper ®4.1, resultando em picos ajustados com padrão GS600LIZ diferenciados ao nível de 0,5 pares de base. Finalmente, foi gerada uma matriz com conjunto de quantidades e abundância de fragmentos de restrição terminais (TRFs) descrevendo grupos de bactérias que compunham cada amostra de solo. Para diferenciação dos perfis de grupos bacterianos de cada amostra, os dados da matriz foram transformados em raiz quadrada e submetido à análise de coordenadas principais (PCoA) objetivando observar a dissimilaridade dos perfis bacterianos das amostras (Ramette et al., 2007).

4.2.5 Análise estatística

Os dados foram submetidos a análises de similaridade (ANOSIM), um teste não paramétrico para observar as diferenças entre dois ou mais grupos, baseado num valor de R estatístico significativo para qualquer medida de distância (Clarke, 1993). A comparação entre o tempo como tratamento principal para cada uma das profundidades resultaram em valores de R estatísticos ($p < 0,05$) variando de $0 < R < 1$. Quando valores de R próximos de 1 indica separação entre os perfis da comunidade e próximos a 0 os perfis apresentam alta similaridade. Os valores de $R \geq 0,75$ das comunidades, representam elevada dissimilaridade, $0,75 < R < 0,25$ indica dissimilaridade, contudo com sobreposição entre os perfis e valores menores que 0,25 como similares (Ramette et al., 2007). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Primer 6 + Permanova. Foi utilizada a técnica de NMDS, com índice de similaridade bray-curtis e posteriormente realizada a análise de componentes principais (PCA). Os dados biológicos foram transformados em percentagem por linha com objetivo de eliminar ruído da análise.

Para avaliação dos atributos químicos os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) em delineamento inteiramente casualizado com três repetições, considerando o tempo como tratamento principal para cada uma das profundidades. As médias foram comparadas pelo teste de tukey com nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

4.3. Resultados

4.3.1 Estrutura bacteriana na mudança do uso da terra

Os resultados demonstram o efeito do impacto da conversão florestal pela queima da vegetação nativa e da mundaça dos atributos químicos na variação da estrutura da comunidade bacteriana do solo (Figura 3).

Figura 3. Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da comunidade bacteriana do solo da área de vegetação nativa e área de queima de biomassa (A) e profundidades do solo (B) no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

Foi observado (A) que a comunidade bacteriana do solo na área de corte e queima da biomassa vegetal apresentou maior alteração de comunidade em comparação a área de vegetação nativa, com maior dissimilaridade da comunidade não submetida ao impacto do corte e queima. Ao avaliarmos a similaridade dos dados entre as camadas amostradas (B), verificamos que a área submetida ao corte e queima de biomassa vegetal apresentou pouca diferença entre as profundidades sendo observado uma tendência maior de dissimilaridade na camada de 0 – 5 cm, a qual recebeu o maior impacto do fogo e deposição de nutrientes via cinzas da queima da biomassa vegetal, comparada as camadas subsuperficiais.

Alterações distintas na estrutura da comunidade bacteriana foram verificadas pelo teste de ANOSIN ($R=0.5$, $p=0,001$). O menor efeito da conversão foi observado nas camadas abaixo de 5 cm, onde não verificou-se efeito temporal significativo na alteração da estrutura da comunidade bacteriana, analisada para os horizontes de 5 – 10 cm ($R=0.2$, $p=0,01$) e 10 - 20 cm ($R=0.2$, $p=0,002$). Foi observado na camada superficial de 0-5 cm que, as amostras coletadas aos 30 dias após a queima de biomassa vegetal apresentaram estrutura distinta quando comparada à estrutura bacteriana da vegetação nativa sem queima, permanecendo a alteração estrutural até 360 dias (Figura 3).

Figura 4. Análise de componentes principais da estrutura bacteriana do solo na camada de 0 – 5, 5 – 10 e 10 – 20 cm na área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

A manutenção da estrutura da comunidade no horizonte de 5 – 10 e 10 – 20 cm foram confirmadas pelo teste de ANOSIN. De forma geral foi possível observar após a queima, um efeito pronunciado na manutenção do ecossistema, verificando que estrutura da comunidade bacteriana observada na mata nativa é diferente da comunidade bacteriana observada na mata após 360 dias de readaptação do ecossistema.

4.3.2 Influencia dos atributos químicos do solo na estrutura e diversidade bacteriana

O processo de conversão florestal via corte e queima alterou os atributos químicos e influenciou na alteração da estrutura bacteriana do solo. Foi verificada redução significativa nos teores de carbono (C) e redução não significativa nos teores de nitrogênio (N) elevando a relação C/N. Ao quantificarmos os estoques, foram registradas reduções significativas de 30 % dos estoques de C e N (Cap. 2, Fig. 5). Foi observado aumento não significativo de 5,5 % no valor de pH após o corte e queima da vegetação nativa, com maior amplitude na camada de 0 – 5 cm, a qual pode ter influenciado a mudança de estrutura e diversidade da comunidade bacteriana.

Houve aumentos significativos nos teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) com maior relevância ao potássio (K) a partir de dois dias após a queima, no qual o K foi o nutriente que mais influenciou significativamente no aumento da soma de bases e saturação de bases do solo. Entretanto, o aumento de bases foi momentâneo, retornando os nutrientes (*e.g.* Cálcio, Magnésio e Potássio) ao nível da vegetação nativa. Em resposta as elevações de cátions básicos após a queima houve elevação significativa da soma e saturação de bases do solo. Entretanto, esse efeito também foi temporário para soma de bases (SB), retornando ao valor estatístico comparado à mata nativa e ao valor de saturação de bases (V %) o qual permaneceu maior que a vegetação nativa no final do estudo.

Em resposta a elevação da soma e saturação de bases, os teores de Alumínio (Al) e saturação de Alumínio (m %) apresentaram reduções estatísticas significativas após a queima de biomassa, mantendo-se constante até o final do estudo, ao contrario da saturação de alumínio que retornou estatisticamente ao valor da vegetação nativa. Os teores de fósforo foram reduzidos significativamente em função da queima da vegetação nativa, os quais não retornaram aos valores iniciais permanecendo 40 % menores ao final do estudo, comparados a vegetação nativa (Tabela 1).

A análise de componentes principais (CP) demonstrou a dinâmica dos atributos químicos no tempo após a queima de biomassa (QB). O CP1 explicou 45 % dos dados e o CP2 que explicou 21 % dos dados.

Figura 5. Análise de componentes principais (A) análise de variância (B) e do solo no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil. *** = $p < 0.001$; ** = $p < 0.01$; * $p < 0.05$

Foi observado que os nutrientes Fósforo (P), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) estão inversamente correlacionado aos atributos ácidos do solo, principalmente ao elevado teor de Al^{+3} da vegetação nativa, representado pela CP1. Os atributos que melhores se relacionaram a CP2 foi o C e N, associados aos atributos ácidos do solo, correlacionando-se inversamente aos cátions básicos (*e.g.* Ca e Mg) e ao P.

Tabela 1. Atributos físico e químico do solo antes e após o corte e queima da vegetação nativa da área de estudo no município de Candeias do Jamari, Rondônia.

Horizonte cm	Tempo Dias	Argila %	C g.kg ⁻¹	N	C/N	pH H ₂ O	Ca	Mg	K	SB mmol _c dm ⁻³	H+Al	Al	P mg kg ⁻¹	V (%)	m
O 0 – 5	VN	51,6	35,3 ±9,8	2,9 ±0,4	12,0 ±2,7	3,9 ±0,0	0,9 ±0,0	0,0 ±0,0	1,1 ±0,2	2,1 ±0,2	112,5 ±6,0	34,5 ±0,9	1,0 ±0,0	1,8 ±0,1	94,3 ±0,4
	30		33,7 ±11,0	2,3 ±0,4	15,4 ±6,7	4,3 ±0,1	1,7 ±0,8	0,7 ±0,4	9,8 ±0,7	12,2 ±1,8	77,8 ±11,0	26,0 ±3,6	1,0 ±0,5	14,0 ±2,5	67,9 ±1,6
	365		29,3 ±2,4	3,0 ±0,3	14,5 ±1,0	4,3 ±0,1	1,1 ±0,2	0,5 ±0,3	1,0 ±0,0	2,7 ±0,6	68,3 ±1,3	21,7 ±2,2	0,6 ±0,1	3,7 ±0,7	89,0 ±3,2
A 5 – 10	VN	67,1	24,2 ±8,0	1,8 ±0,2	13,3 ±3,1	3,9 ±0,0	0,1 ±0,0	0,0 ±0,0	0,6 ±0,2	0,7 ±0,2	61,9 ±6,0	29,3 ±0,7	0,2 ±0,0	1,1 ±0,4	97,5 ±0,8
	30		17,2 ±4,4	1,9 ±0,3	12,4 ±2,5	4,0 ±0,0	1,5 ±0,3	0,5 ±0,3	1,1 ±0,3	3,1 ±0,9	48,2 ±3,4	21,7 ±0,1	0,9 ±0,7	6,0 ±1,3	87,7 ±3,2
	365		15,1 ±0,5	1,2 ±0,0	13,0 ±0,4	4,1 ±0,0	0,3 ±0,0	0,1 ±0,0	0,5 ±0,0	0,9 ±0,0	51,4 ±1,9	19,0 ±0,5	0,3 ±0,0	1,7 ±0,1	95,3 ±0,3
AB 10 – 20	VN	71,1	17,3 ±5,0	1,5 ±0,1	11,1 ±2,5	4,1 ±0,0	0,4 ±0,1	0,0 ±0,0	0,5 ±0,1	0,8 ±0,0	56,4 ±12,7	28,5 ±1,8	0,5 ±0,2	1,6 ±0,2	97,0 ±0,2
	30		13,1 ±1,8	1,2 ±0,0	11,0 ±1,5	4,0 ±0,0	0,6 ±0,3	0,1 ±0,1	4,1 ±0,8	4,9 ±1,3	53,0 ±1,4	18,2 ±5,0	0,3 ±0,0	7,2 ±2,2	76,8 ±9,5
	365		11,0 ±1,4	1,0 ±0,1	11,6 ±1,0	4,2 ±0,0	0,6 ±0,1	0,3 ±0,2	0,5 ±0,0	1,3 ±0,3	54,1 ±4,5	17,5 ±0,6	0,8 ±0,3	2,6 ±0,8	93,2 ±1,6
0 – 20	VN	63,26	25,60 a	2,07 a	12,13 b	3,97 a	0,47 b	0,00 b	0,73 b	1,20 b	0,57 a	76,93 a	30,77 a	1,50 c	96,27 a
	30		21,33 b	1,80 a	12,93 a	4,10 a	1,27 a	0,43 a	5,00 a	6,73 a	0,73 a	59,67 b	21,97 b	9,07 a	77,47 b
	365		18,47 c	1,73 a	13,03 a	4,20 a	0,67 b	0,30 a	0,67 b	1,63 b	0,57 a	57,93 b	19,40 c	2,67 b	92,50 a
	DP		3,60	0,18	0,49	0,12	0,42	0,22	2,48	3,08	0,09	10,50	5,96	4,08	9,95
	CV		45,32	44,46	13,16	3,26	59,07	86,24	120,17	90,03	56,44	31,99	13,24	58,16	6,87

A análise de regressão apresentou a dinâmica da diversidade da comunidade bacteriana pelo Índice de Shannon (H'), com influência significativa da conversão floresta na diversidade bacteriana do solo ($p < 0,001$) (Figura 6). Foi observado após corte e queima da vegetação nativa, alteração na diversidade na comunidade microbiana, a qual ao longo do tempo foi se reestabelendo-se ao status inicial. Entretanto, no tempo de estudo até um ano após a queima, não foi possível o retorno da diversidade ao nível inicial, comparada a vegetação nativa.

Figura 6. Índice de diversidade de Shannon (H') da comunidade bacteriana do solo no município de Candéias do Jamari, Rondônia, Brasil.

4.4. Discussão

4.4.1 Alteração da estrutura e diversidade bacteriana do solo pelo uso do fogo

A queima da vegetação nativa influenciou a mudança na estrutura da comunidade bacteriana pelo aumento da temperatura superficial do solo, a qual consumiu toda a biomassa de serapilheira da área de estudo. Em curto prazo a temperatura da camada superficial do solo é elevada drasticamente pelo impacto do fogo. Segundo Rheinheimer et al. (2003) a temperatura superficial pode chegar até 1000 °C, mas no interior do solo a temperatura pouco se eleva, reduzindo os efeitos na camada subsuperficial. Nossos estudos confirmaram essa teoria pela similaridade da estrutura da comunidade bacteriana nas camadas subsuperficiais abaixo de 5 cm. Modificações na estrutura bacteriana do solo pelo uso do fogo também foi confirmada por Jesus

et al. (2009) no qual afirmaram que a intensidade do manejo do solo pelo corte e queima foi suficiente para impactar significativamente nas comunidades do solo.

Após corte e queima da vegetação nativa e da serapilheira, a camada superficial do solo ficou exposta a maiores amplitudes térmicas e selamento superficial do solo diminuindo as trocas e fluxos de gases, que podem ter influenciado na mudança da estrutura da comunidade no horizonte superficial até 5 cm. As emissões e trocas gasosas do solo foram menores após a queima de biomassa (Item 3.3, Cap. 3) comprovando a influência do fogo na camada superficial do solo. Em estudo realizado por Meyer et al. (2017) verificaram em processo de mudança do uso da terra que houve alteração na composição das comunidades bacterianas e diversidade de microrganismos do solo, relacionados a ciclagem de metano.

Amplitudes térmicas foram registradas em estudo com sistema de corte e queima em parcela de 4,0 hectares de vegetação nativa em Manaus-AM, em condições edafoclimáticas semelhantes a esse estudo (*i.e.*, Latossolo Amarelo, pluviosidade de 2.600 mm ano⁻¹, coleta de solos até 370 dias após queima) realizado por Oliveira e Franklin (1993) averiguando diferença de 15 % em apenas 5 cm de profundidade do solo sem cobertura. Ao considerarmos que em solos da Amazônia, que o maior incremento de matéria orgânica é concentrada na superfície do solo (Marques et al., 2015) onde os aumentos de temperaturas são mais intenso após desmatamento e o aumento de temperatura são observados, é notório as alterações da estrutura da comunidade bacteriana na camada superficial do solo após desmatamento pelo uso do fogo.

4.4.2 Estrutura bacteriana e redução da disponibilidade de C e N

As alterações nos atributos químicos influenciaram na mudança da estrutura da comunidade bacteriana do solo pela nova dinâmica na disponibilidade de nutrientes, cessando um equilíbrio químico nutricional do solo e interrompendo a ciclagem de nutrientes, com reduções nos teores de C, N e relação C/N do solo.

A conversão florestal impactou no ecossistema degradando a matéria orgânica (*e.g.*, redução dos estoques de C e N) logo após o corte da vegetação nativa até o final do estudo. Essa redução nos teores e estoques de C e N influenciam a comunidade bacteriana do solo pela redução da biomassa microbiana (Fujisaki et al., 2015) a qual é dependente da disponibilidade de matéria orgânica do solo (Mendes et al., 2015a; Navarrete et al., 2015). Resultados semelhantes foram encontrados por Paula et al. (2014) que verificaram alterações na estrutura microbiana do solo em função da redução dos teores de C e N na mudança do uso da terra em floresta primária para pastagem. Entretanto, a mudança pode ter ocorrido no processo de conversão e não somente pela mudança do uso da terra com a implantação de pastagens de 6 anos e 38 anos.

A perda de bactérias endêmicas da floresta nativa em função da mudança do uso da terra na Amazônia foi relatado por Rodrigues et al. (2013) que verificaram a homogeneização das comunidades microbianas em resposta as atividades antrópicas. Embora o desmatamento possa causar perda visível de biodiversidade acima do solo, o impacto na microbiota não necessariamente é veículo obrigatório de perda de diversidade da comunidade bacteriana do solo (Mendes et al., 2015b). Há organismos que também são conhecidos por preferirem ambientes com reduzida disponibilidade de carbono e nutrientes, consideradas oligotróficas (Shange et al., 2012; Sul et al., 2013) os quais encontram condições favoráveis ao desenvolvimento após a conversão florestal e diminuição dos estoques de carbono do solo e serapilheira. Os organismos oligotróficos mencionados pelos autores podem ter predominado no ambiente da microbiota após conversão florestal em função da redução do carbono e nitrogênio do solo, alterando a diversidade registrada pelo índice de Shannon (H').

As alterações na estrutura da comunidade bacteriana após mudança do uso da terra descritas nesse estudo, pode ter interferido diretamente no sequestro de carbono do solo, que é governado pela biomassa e estrutura microbiana e estão associados a estabilidade de carbono e nitrogênio do solo (Deng et al., 2016). Ao verificarmos redução nos estoques de carbono e nitrogênio do solo após o desmatamento, podemos inferir que houve desequilíbrio nas interações microbianas com a dinâmica do C e N do solo, comprometendo os serviços ambientais, como o sequestro de carbono desenvolvido pela floresta, com liberação de C e N para atmosfera via gases de efeito estufa e perdas por erosão após desmatamento.

4.4.3 Alteração da estrutura bacteriana na mudança dos atributos químicos do solo

Os atributos químicos do solo relacionados aos teores de nutriente também foram alterados com redução do P, Al, e m % e elevação dos teores de Ca, Mg, K e V %. O aumento da fertilidade do solo na camada superficial após queima de biomassa e deposição de cinzas são amplamente relatados na literatura (Navarrete et al., 2015; Jesus et al., 2009; Maeder et al., 2002; Juo e Manu, 1996). Foi verificado nos componentes de acidez do solo uma rápida elevação do pH (Item 2.3.1, Cap. 2) após a queima de biomassa com reflexos na redução dos teores de Al e m %, que impactaram na comunidade bacteriana das camada superficial do solo. Resultados semelhantes foram encontrados por Jesus et al., (2009) os quais verificaram forte correlação entre a estrutura da comunidade microbiana e as variáveis ligadas à acidez do solo, indicando que a acidez é um fator importante que causa alterações na estrutura da comunidade microbiana. Os autores descreveram que houve alteração significativa de 31 % da estrutura da comunidade

bacteriana do solo ao longo de gradientes de saturação de bases, Al^{+3} e pH, correlacionados aos nutrientes ao longo do tempo. Resultados semelhantes foram encontrados por Fierer e Jackson (2006), que verificaram o pH como principal fator correlacionado com a diversidade bacteriana e a similaridade da comunidade em escala continental. Nesse entendimento, fica evidente nesse estudo a mudança de estrutura e diversidade bacteriana do solo pela alteração do pH, o qual foi significativo na mudança do uso da terra (Figura 5, $p=0,024^*$)

A alteração no pH afeta a diversidade, composição e função da comunidade bacteriana em solo e estão relacionadas positivamente com solos de pH baixo de florestas quando comparados a solos de áreas desmatadas (Navarrete et al., 2015; Zhang et al., 2013). Membros do filo Actinobacterias são descritos como adaptáveis a solos ricos em nutrientes (Fierer et al., 2012; Ramirez et al., 2011). A intensidade de uso da terra com alterações no pH, C e níveis de nutrientes orientaram as mudanças da estrutura a comunidade bacteriana do solo, entretanto, readaptações nas comunidades estão relacionadas às condições ambientais que os organismos estão sujeitos ao longo da vida, que geralmente se referem aos investimentos do organismo em sobrevivência, crescimento e reprodução (Meyer et al., 2017). Existe um gradiente de mudança do uso da terra de vegetação nativa, pastagem e depois uso agrícola que apresentam perfis químicos e bacterianos mais distintos (Lammel et al., 2015). Os distúrbios ocorridos podem ser minimizados com a ocupação do solo pelo uso agrícola, pecuário ou regeneração natural, com redução de distúrbios devido ao plantio ou reflorestamento, aumentando as relações fungo/bactéria do solo reduzindo os distúrbios que proporciona melhor proteção do carbono orgânico pela decomposição microbiana (Stevenson et al., 2014).

Nesse entendimento são compreendidos os resultados verificados no final do estudo, onde podemos observar que após um ano da queima, houve um efeito pronunciado na manutenção do ecossistema, verificando que a diversidade e estrutura da comunidade bacteriana observada na mata nativa foi diferente da comunidade bacteriana observada na mata após 360 dias, indicando uma gradual readaptação ao ecossistema, podendo ser favorecida pela regeneração das espécies vegetais. Essa readaptação é descrita por Navarrete et al. (2015) que verificaram após processo de desmatamento via corte e queima, resistência da comunidade microbiana do solo a essa prática de mudança de uso da terra, respondendo ao aumento da disponibilidade de nutriente pelo aumento da abundância de bactérias do solo.

4.5. Conclusão

O corte e queima da biomassa vegetal alterou a estrutura da comunidade bacteriana do solo pelo impacto do fogo e alterações dos atributos químicos do solo, com maior efeito observado no horizonte superficial do solo. Em camadas subsuperficiais a partir de 5 cm não foi observada mudança da estrutura bacteriana do solo.

Os atributos químicos que mais influenciaram a mudança de estrutura e diversidade bacteriana no solo foram o aumento da V % e pH, que consequentemente reduziram os componentes ácidos Al e m %. A diversidade da comunidade do solo foi alterada pelo processo de conversão florestal, não retornando ao status inicial da mata nativa após um ano de estudo.

Referências

- Alencar, A., Pereira, C., Castro, I., Cardoso, A., Souza, L., Costa, R., Bentes, A.J., Stella, O., Azevedo, A., Gomes, J., Novaes, R., 2016. Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia Histórico, tendências e oportunidades, IPAM. ed. Brasília.
- Anjos, L.H.C. dos, Silva, L.M. da, Wadt, P.G.S., Lumbrreras, J.F., Pereira, M.G., 2013. Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos. http://catuaba.cpaefac.embrapa.br/guest/rcc_final_web.pdf, Brasília.
- Bardgett, R.D., Van Der Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515. doi:10.1038/nature13855
- Bastos, T.X., Diniz, T.D. de A.S., 1982. Avaliação do clima do Estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola., EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU., Belém - PA.
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, A., Aragão, L.E.O., Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira Junior, R.C. de, Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob. Chang. Biol.* 4. doi:10.1111/gcb.12627
- Browr, I.F., Martinelli ", L.A., Thomasd, W.W., Moreira, M.Z., Browr, I.F., Martinelli ", L.A., Thomasd, W.W., Moreira, M.Z., 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. *For. Ecol. Manag. Manag.* 75, 175–189.

- Carvalho Jr., J.A., Amaral, S.S., Costa, M.A.M., Soares Neto, T.G., Veras, C.A.G., Costa, F.S., van Leeuwen, T.T., Krieger Filho, G., Tourigny, E., Forti, M.C., Fostier, A.H., Siqueira, M.B., Santos, J.C., Lima, B.A., Cascão, P., Ortega, G., Frade Jr., E.F., 2016. CO₂ and CO emission rates from three forest fire controlled experiments in Western Amazonia. *Atmos. Environ.* 135, 73–83. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.03.043
- Cheng, X., Yang, Y., Li, M., Dou, X., Zhang, Q., 2013. The impact of agricultural land use changes on soil organic carbon dynamics in the Danjiangkou Reservoir area of China. *Plant Soil* 366, 415–424. doi:10.1007/s11104-012-1446-6
- Costa, L.G.S., Miranda, I.S., Grimaldi, M., Silva Junior, M.L., Mitja, D., Lima, T.T.S., 2012. Biomass in different types of land use in the Brazil's "arc of deforestation." *For. Ecol. Manage.* 278, 101–109. doi:10.1016/j.foreco.2012.04.007
- Cotrufo, M.F., Conant, R.T., Paustian, K., 2011. Soil organic matter dynamics: land use, management and global change. *Plant Soil* 338, 1–3. doi:10.1007/s11104-010-0617-6
- Deng, Q., Cheng, X., Hui, D., Li, M., Zhang, Q.Q., Li, M., Zhang, Q.Q., 2016. Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China. *Sci. Total Environ.* 541, 230–237.
- Dimitrov, M.R., Veraart, A.J., de Hollander, M., Smidt, H., van Veen, J.A., Kuramae, E.E., 2017. Successive DNA extractions improve characterization of soil microbial communities. *PeerJ* 5, e2915. doi:10.7717/peerj.2915
- Fearnside, P.M., 2011. Brazil's Amazon Forest in mitigating global warming: unresolved controversies. *Clim. Policy*. doi:10.1080/14693062.2011.581571
- Fearnside, P.M., Graça, P.M.L. de A., 2009. Br-319: a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia central. *Novos Cad. NAEA* 12, 19–50. doi:10.5801/ncn.v12i1.241
- Ferraz, S.F. de B., Vettorazzi, C.A., Theobald, D.M., Ballester, M.V.R., 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. *For. Ecol. Manage.* 204, 69–85. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.073
- Fierer, N., Jackson, R.B., 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103, 626–31. doi:10.1073/pnas.0507535103
- Fierer, N., Lauber, C.L., Ramirez, K.S., Zaneveld, J., Bradford, M.A., Knight, R., 2012. Comparative metagenomic, phylogenetic and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients. *ISME J.* 6, 1007–1017. doi:10.1038/ismej.2011.159

- Filho, G.C.K., Bufacchi, P., Santos, J.C., Veras, C.A.G., Alvarado, E.C., Mell, W., Carvalho, J.A., 2017. Probability of surface fire spread in Brazilian rainforest fuels from outdoor experimental measurements. *Eur. J. For. Res.* 136, 217–232. doi:10.1007/s10342-016-1023-2
- Fracetto, G.G.M., Azevedo, L.C.B., Fracetto, F.J.C., Andreote, F.D., Lambais, M.R., Pfenning, L.H., 2013. Impact of Amazon land use on the fungal community *Scientia Agricola. Sci. Agric.* 70, 59–67.
- Fujisaki, K., Perrin, A.-S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L.C., Brossard, M., 2015. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Glob. Chang. Biol.* 21, 2773–2786. doi:10.1111/gcb.12906
- Galford, G.L., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., Cronin, T.W., Cerri, C.E.P., Mustard, J.F., Cerri, C.C., 2010. Greenhouse gas emissions from alternative futures of deforestation and agricultural management in the southern Amazon. *PNAS* 107, 19649–19654. doi:10.1073/pnas.1000780107
- González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H., 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environ. Int.* 30, 855–870. doi:10.1016/j.envint.2004.02.003
- Grimaldi, M., Johan Oszwald, B., Sylvain Dolédec, B., Maria del Pilar Hurtado, B., Izildinha de Souza Miranda, B., Xavier Arnould de Sartre, B., William Santos de Assis, B., Edna Castañeda, B., Thierry Desjardins, B., Florence Dubs, B., Edward Guevara, B., Valery Gond, B., Tâmara Thaiz Santana Lima, B., Raphaël Marichal, B., Fernando Michelotti, B., Danielle Mitja, B., Norberto Cornejo Noronha, B., Mariana Nascimento Delgado Oliveira, B., Bertha Ramirez, B., Gamaliel Rodriguez, B., Max Sarrazin, B., Mário Lopes da Silva Jr, B., Luiz Gonzaga Silva Costa, B., Simão Lindoso de Souza, B., Iran Veiga, B., Elena Velasquez, B., Patrick Lavelle, B., Grimaldi, M., Desjardins Á F Dubs Á R Marichal Á P Lavelle, Á.T., Dolédec, S., Hurtado Á E Guevara Á P Lavelle, M.P., Miranda Á T T S Lima Á N C Noronha Á M N Delgado Oliveira Á M L Silva Jr Á L G S Costa, I.S., Assis Á F Michelotti Á S L Souza Á I Veiga, W.S., Castañeda Á Ramirez Á G Rodriguez, E.B., Gond, V., 2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landsc. Ecol* 29, 311–328. doi:10.1007/s10980-013-9981-y
- Hartman, W.H., Richardson, C.J., Vilgalys, R., Bruland, G.L., 2008. Environmental and anthropogenic controls over bacterial communities in wetland soils. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 17842–7. doi:10.1073/pnas.0808254105

- Jesus, E. da C., Marsh, T.L., Tiedje, J.M., Moreira, F.M. de S., 2009. Changes in land use alter the structure of bacterial communities in Western Amazon soils. *ISME J.* 3, 1004–1011. doi:10.1038/ismej.2009.47
- Juo, A.S.R., Manu, A., 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58, 49–60.
- Kaschuk, G., Alberton, O., Hungria, M., 2011. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. *Plant Soil* 338, 467–481. doi:10.1007/s11104-010-0559-z
- Kauffman, Cummings, D.L., Ward, D.E., Babbitt, R., Kauffman, J.B., Cummings, D.L., Babbitt, D.E.W.R., 1995. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia* 104, 397–408.
- Knief, C., Vanitchung, S., Harvey, N.W., Conrad, R., Dunfield, P.F., Chidthaisong, A., 2005. Diversity of methanotrophic bacteria in tropical upland soils under different land uses. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 3826–31. doi:10.1128/AEM.71.7.3826-3831.2005
- Krause, S., Le Roux, X., Niklaus, P.A., Van Bodegom, P.M., Lennon, J.T., Bertilsson, S., Grossart, H.-P., Philippot, L., Bodelier, P.L.E., 2014. Trait-based approaches for understanding microbial biodiversity and ecosystem functioning. *Front. Microbiol.* 5, 251. doi:10.3389/fmicb.2014.00251
- Lammel, D.R., Nüsslein, K., Tsai, S.M., Cerri, C.C., 2015. Land use, soil and litter chemistry drive bacterial community structures in samples of the rainforest and Cerrado (Brazilian Savannah) biomes in Southern Amazonia. *Eur. J. Soil Biol.* 66, 32–39. doi:10.1016/j.ejsobi.2014.11.001
- Lapola, D.M., Martinelli, L.A., Peres, C.A., H B Ometto, J.P., Ferreira, M.E., Nobre, C.A., Paula Aguiar, A.D., C Bustamante, M.M., Cardoso, M.F., Costa, M.H., Joly, C.A., Leite, C.C., Moutinho, P., Sampaio, G., N Strassburg, B.B., G Vieira, I.C., 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nat. Clim. Chang.* 4, 27–35. doi:10.1038/NCLIMATE2056
- Lauber, C.L., Strickland, M.S., Bradford, M.A., Fierer, N., 2008. The influence of soil properties on the structure of bacterial and fungal communities across land-use types. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2407–2415. doi:10.1016/j.soilbio.2008.05.021
- Leonardo, M., Cavararo, R., Lgonzaga, Brauns, M. do R., Sigolo, M., Pimentel, M., 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira, 2 ed. ed. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro.
- Lisboa, A. de M., Longo, A.E., Saraiva, F.A.M.S., Costa, G.F. da, Silva, M.J.G. da, Guimarães, S.C.P., Barros, W. dos S., 2012. Boletim Climatológico de Rondônia - 2010. Porto Velho.

- Maeder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., Mader, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* (80-.). 296, 1694–1697. doi:10.1126/science.1071148
- Martiny, A.C., Treseder, K., Pusch, G., 2013. Phylogenetic conservatism of functional traits in microorganisms. *ISME J.* 7, 830–838. doi:10.1038/ismej.2012.160
- Maynard, D.G., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K.E., Kishchuk, B., 2014. How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environ. Rev.* 22, 161–178. doi:10.1139/er-2013-0057
- Mendes, L.W., De Lima Brossi, M.J., Kuramae, E.E., Tsai, S.M., 2015a. Land-use system shapes soil bacterial communities in Southeastern Amazon region. *Appl. Soil Ecol.* 95, 151–160. doi:10.1016/j.apsoil.2015.06.005
- Mendes, L.W., Tsai, S.M., Navarrete, A.A., de Hollander, M., van Veen, J.A., Kuramae, E.E., 2015b. Soil-Borne Microbiome: Linking Diversity to Function. *Microb. Ecol.* 70, 255–265. doi:10.1007/s00248-014-0559-2
- Mendes, R., Garbeva, P., Raaijmakers, J.M., J-P, Z., K-Q, Z., PW, P., St., L.R., DL, N., F, R., 2013. The rhizosphere microbiome: significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. *FEMS Microbiol. Rev.* 37, 634–663. doi:10.1111/1574-6976.12028
- Mertz, O., Padoch, C., Fox, J., Cramb, R.A., Leisz, S.J., Thanh, N., Tran, L.&, Vien, D., 2009. Swidden Change in Southeast Asia: Understanding Causes and Consequences. doi:10.1007/s10745-009-9245-2
- Meyer, K.M., Klein, A.M., Rodrigues, J.L.M., Nüsslein, K., Tringe, S.G., Mirza, B.S., Tiedje, J.M., Bohannan, B.J.M., 2017. Conversion of Amazon rainforest to agriculture alters community traits of methane-cycling organisms. *Mol. Ecol.* 26, 1547–1556. doi:10.1111/mec.14011
- Mirza, B.S., Potisap, C., Nüsslein, K., Bohannan, B.J.M., Rodrigues, J.L.M., 2014. Response of free-living nitrogen-fixing microorganisms to land use change in the Amazon rainforest. *Appl. Environ. Microbiol.* 80, 281–8. doi:10.1128/AEM.02362-13
- Navarrete, A.A., Tsai, S.M., Mendes, L.W., Faust, K., Hollander, M. de, Cassman, N.A., Raes, J., Van Veen, J.A., Kuramae, E.E., 2015. Soil microbiome responses to the short - term effects of Amazonian deforestation. *Mol. Ecol.* 16. doi:10.1111/mec.13172
- Nazaries, L., Pan, Y., Bodrossy, L., Baggs, E.M., Millard, P., Murrell, J.C., Singh, B.K., 2013. Evidence of microbial regulation of biogeochemical cycles from a study on methane flux and land use change. *Appl. Environ. Microbiol.* 79, 4031–40. doi:10.1128/AEM.00095-13

- Olden, J.D., Poff, N.L., 2003. Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *Am. Nat* 162, 442–460.
- Oliveira, E.P., Franklin, E., 1993. Efeito do fogo sobre a mesofauna do solo: recomendações em áreas queimadas. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 28, 357–369.
- Paula, F.S., Rodrigues, J.L.M., Zhou, J., Wu, L., Mueller, R.C., Mirza, B.S., Bohannan, B.J.M., Nüsslein, K., Deng, Y., Tiedje, J.M., Pellizari, V.H., 2014. Land use change alters functional gene diversity, composition and abundance in Amazon forest soil microbial communities. *Mol. Ecol.* 23, 2988–2999. doi:10.1111/mec.12786
- Peay, K.G., Baraloto, C., Fine, P.V., 2013. Strong coupling of plant and fungal community structure across western Amazonian rainforests. *ISME J.* 7, 1852–1861. doi:10.1038/ismej.2013.66
- Petersen, D.G., Blazewicz, S.J., Firestone, M., Herman, D.J., Turetsky, M., Waldrop, M., 2012. Abundance of microbial genes associated with nitrogen cycling as indices of biogeochemical process rates across a vegetation gradient in Alaska. *Environ. Microbiol.* 14, 993–1008. doi:10.1111/j.1462-2920.2011.02679.x
- Ramette, A., AC, M., NB, R., KW, B., J, M., SW, C., GM, C., S, D., L, D.M., W, V., 2007. Multivariate analyses in microbial ecology. *FEMS Microbiol. Ecol.* 62, 142–160. doi:10.1111/j.1574-6941.2007.00375.x
- Ramirez, K.S., Craine, J.M., Fierer, N., 2011. Nitrogen amendments have predictable effects on soil microbial communities and processes, in: *AGU Fall Meeting Abstracts. American Geophysical Union*, p. 454.
- Rheinheimer, D. dos S., Santos, J.C.P., Fernandes, V.B.B., Mafra, Á.L., Almeida, J.A., 2003. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido a queima. *Ciência Rural* 33, 49–55.
- Rodrigues, J.L.M., Pellizari, V.H., Mueller, R., Baek, K., Jesus, E. d. C. da C., Paula, F.S., Mirza, B., Hamaoui, G.S., Tsai, S.M., Feigl, B., Tiedje, J.M., Bohannan, B.J.M., Nusslein, K., Da, E., Jesus, C., Paula, F.S., Mirza, B., Hamaoui, G.S., Tsai, S.M., Feigl, B., Tiedje, J.M., Bohannan, B.J.M., Nüsslein, K., Jesus, E. d. C. da C., Paula, F.S., Mirza, B., Hamaoui, G.S., Tsai, S.M., Feigl, B., Tiedje, J.M., Bohannan, B.J.M., Nusslein, K., Nüsslein, K., 2013. Conversion of the Amazon rainforest to agriculture results in biotic homogenization of soil bacterial communities. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 988–993. doi:10.1073/pnas.1220608110
- Santos, H.G. dos, Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C. dos, Oliveira, V.A. de, Lumbrreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Cunha, T.J.F., Oliveira, J.B. de, 2013. *Sistema Brasileira de Classificação de Solos*, 3 ed. ed. Brasília.

- Schütte, U.M.E., Abdo, Z., Bent, S.J., Williams, C.J., Schneider, G.M., Solheim, B., Forney, L.J., 2009. Bacterial succession in a glacier foreland of the High Arctic. *ISME J.* 3, 1258–1268. doi:10.1038/ismej.2009.71
- Shange, R.S., Ankumah, R.O., Ibekwe, A.M., Zabawa, R., Dowd, S.E., 2012. Distinct Soil Bacterial Communities Revealed under a Diversely Managed Agroecosystem. *PLoS One* 7, e40338. doi:10.1371/journal.pone.0040338
- Stevenson, B.A., Hunter, D.W.F., Rhodes, P.L., 2014. Temporal and seasonal change in microbial community structure of an undisturbed, disturbed, and carbon-amended pasture soil. *Soil Biol. Biochem.* 75, 175–185. doi:10.1016/j.soilbio.2014.04.010
- Sul, W.J., Asuming-Brempong, S., Wang, Q., Turlousse, D.M., Penton, C.R., Deng, Y., Rodrigues, J.L.M., Adiku, S.G.K., Jones, J.W., Zhou, J., Cole, J.R., Tiedje, J.M., 2013. Tropical agricultural land management influences on soil microbial communities through its effect on soil organic carbon. *Soil Biol. Biochem.* 65, 33–38. doi:10.1016/j.soilbio.2013.05.007
- Tahir, M., Mirza, M.S., Hameed, S., Dimitrov, M.R., Smidt, H., Kent, A., 2015. Cultivation-Based and Molecular Assessment of Bacterial Diversity in the Rhizosphere of Wheat under Different Crop Rotations. *PLoS One* 10, e0130030. doi:10.1371/journal.pone.0130030
- Tosi, M., Correa, O.S., Soria, M.A., Vogrig, J.A., Sydorenko, O., Montecchia, M.S., 2016. Land-use change affects the functionality of soil microbial communities: A chronosequence approach in the Argentinian Yungas. doi:10.1016/j.apsoil.2016.08.012
- USDA, 2014. Keys to Soil Taxonomy. USDA - Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Vasconcelos, S.S., Fearnside, P.M., Graça, P.M.L.A., Nogueira, E.M., Oliveira, L.C., Figueiredo, E.O., 2013. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. *For. Ecol. Manage.* 291, 199–208. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.044
- Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., van der Heijden, M.G.A., 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 5266–5270. doi:10.1073/pnas.1320054111
- Wakelin, S.A., Macdonald, L.M., Rogers, S.L., Gregg, A.L., Bolger, T.P., Baldock, J.A., 2008. Habitat selective factors influencing the structural composition and functional capacity of microbial communities in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 40, 803–813. doi:10.1016/j.soilbio.2007.10.015

- Zhang, X., Chen, Q., Han, X., 2013. Soil Bacterial Communities Respond to Mowing and Nutrient Addition in a Steppe Ecosystem. PLoS One 8, e84210. doi:10.1371/journal.pone.0084210
- Zhu, X., Chang, L., Liu, J., Zhou, M., Li, J., Gao, B., Wu, D., 2016. Exploring the relationships between soil fauna, different tillage regimes and CO₂ and N₂O emissions from black soil in China. Soil Biol. Biochem. 103, 106–116. doi:10.1016/j.soilbio.2016.08.019

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de mudança do uso da terra pelo desmatamento tropical ainda é descrita como a atividade antrópica ambiental mais impactante às mudanças climáticas globais (IPCC, 2015; Silva et al., 2016). Estudos anteriores verificaram que o desmatamento tropical é responsável por distúrbios ambientais em compartimentos estratégicos do ciclo biogeoquímico, como perda da matéria orgânica do solo (MOS) e alteração das funções biológicas do solo com influencia direta nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) (Zald et al., 2016; Navarrete et al., 2015). O Brasil é detentor da maior fração dos 40 % restantes de floresta tropical no mundo, a floresta Amazônia ocupada 60 % do território brasileiro e o desmatamento voltou a crescer nos últimos anos, gerando incertezas sobre a manutenção da floresta e as consequências das emissões de carbono no clima do planeta (Oliveira Alves et al., 2015; Hansen et al., 2013). Nesse cenário, este estudo forneceu informações científicas integradas dos processos biogeoquímicos pelo desmatamento via corte raso e queima na Amazônia (Fig. 1).

No capítulo II concluí-se que o corte e a queima reduz a acidez do solo e eleva os teores de nutrientes, porém esse efeito é pequeno é temporário, retornando o solo ao status inicial um ano após a conversão florestal. Verificamos redução de 30 % nos estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) na camada superficial do solo, corresponde à 4,3 Mg C ha⁻¹ e 0,4 Mg N ha⁻¹ e 18 % até 1,0 m após conversão florestal, correspondendo à 16,6 Mg C ha⁻¹ e 2,2 Mg N ha⁻¹. Registramos que, apenas o processo de corte da vegetação nativa antes do incêndio florestal é responsável pela perda de 6,5 Mg C ha⁻¹ e 0,5 Mg N ha⁻¹ até 1,0 m do solo. Pode-se considerar como valor de partida no processo de conversão florestal sem intervenção antrópica até um ano após a queima, a perda de 16 % da matéria orgânica do solo, independente do uso agrícola ou pecuário posterior que será desenvolvido na área antropizada.

No capítulo III concluímos que a emissão de GEE do solo em vegetação nativa na floresta Amazônia, resguardadas as variabilidades regionais dentro da Amazônia, está relacionada à sazonalidade climática local, que ativa as emissões pelo aumento da umidade e temperatura. Nosso estudo identificou que, apenas o corte da vegetação nativa, antes da queima de biomassa, foi responsável pela redução de 50 % nas emissões de GEE, relacionadas com 30 % de perdas de C e N do solo antes da queima, podem refletir em menores emissões de GEE. Entretanto, chamamos atenção que, mesmo havendo reduções nas emissões de GEE após o corte e queima de biomassa, essas reduções, ou seja, esses valores são desprezíveis comparados ao impacto do corte e queima da vegetação nativa e suas consequência ao meio ambiente, pois somente o processo de corte e queima da biomassa vegetal emitiu 164,1 Mg ha⁻¹ de CO₂ e 11,6 Mg

ha⁻¹ de CO₂, e o solo, após o processo de corte até 360 dias após a queima emitiu 3,4 Mg C ha⁻¹, o que representa apenas 2,1 % de toda emissão de GEE que ocorreu desde o processo de corte até 365 dias após a queima de biomassa. Ao verificarmos as reduções das emissões de GEE do solo após o processo de corte e queima de vegetação nativa na Amazônia, torna-se evidente e injustificável a remoção de floresta nativa pelos impactos ambientais globais gerados, associados a perda de serviços ambientais fornecidos pela floresta Amazônica.

Figura 1. Dinâmica temporal dos atributos biogeoquímicos e emissões de gases de efeito estufa no processo de desmatamento via corte e queima de vegetação nativa na Amazonia.

No capítulo IV concluímos que as alterações observadas na superfície do solo desde o corte até um ano após a queima influenciaram diretamente a comunidade microbiana do solo. O impacto do fogo na mudança do uso da terra associado às alterações nos atributos químicos também influenciaram na mudança de estrutura e diversidade da comunidade bacteriana (Meyer et al., (2017) com elevação da fertilidade do solo e do pH, associados a redução dos teores de Al³⁺ do solo.

As alterações na diversidade e estrutura bacteriana do solo pelo impacto da conversão foram minizados ao longo do tempo indicado pela diversidade bacteriana, entretanto, após um ano do processo de queima a diversidade não retornou ao status inicial da vegetação nativa.

Observamos que as emissões de GEE indicaram as mudanças na comunidade que ocorreram no solo, com efeito direto no ciclo biogeoquímico identificado pela redução das emissões de GEE na área submetida ao corte e queima de biomassa.

Nesse estudo, apresentamos informações relevantes sobre os impactos integrados da mudança do uso da terra pelo corte e queima da vegetação nativa na Amazônia, com efeitos negativos nos atributos químicos e biológicos do solo, os quais influenciaram diretamente as emissões de GEE do solo. Nossas descobertas identificaram a perda significativa de matéria orgânica do solo (MOS) a partir do corte da vegetação nativa, independente do uso do fogo, alertando para grande capacidade de perda de MOS dos ambientes tropicais pelos impactos antrópicos. Esses dados confirmam que o distúrbio antropogênico pode ocorrer ainda com a floresta em pé, com extração seletiva de madeira que reduzem os estoques de C e N do solo (Durigan et al., 2017).

Após um ano do corte e queima da vegetação nativa não foi possível recuperar em processo natural de regeneração os conteúdos de nutrientes, matéria orgânica, assim como, recompor a microbiota do solo, comprometendo o futuro uso da terra. Nesse entendimento, com base nos resultados encontrados, o uso do fogo causa efeitos deletérios futuros ao solo que poderão ser minimizados ou recuperados, com referencia a fertilidade e biologia do solo por métodos conservacionistas, entretanto, as emissões de GEE do processo de conversão são irreversíveis nos modelos atuais de uso da terra na Amazônia, principalmente pela pastagem em sistemas extensivos de pecuária.

Nesse histórico momento nacional em que o governo brasileiro modificou sua constituição para congelar gastos públicos em proteção a biodiversidade para os próximos 20 anos, juntamente com o financiamento em pesquisas, educação e saúde (Magalhães, 2017) nossas contribuições científicas alertam para um futuro incerto sobre a preservação ambiental da Amazônia, ao mesmo tempo que podem nortear ações conservadoras que minimizem os impactos da mudança do uso da terra pelo desflorestamento tropical na Amazônia. Novamente, temos uma grande oportunidade para considerarmos o solo um elemento fundamental nas ações de intensificação sustentável para minimizar os efeitos das emissões de GEE e mudanças climáticas do solo (Smith et al., 2016), frente as eminentes extinções das florestas tropicais do planeta.

Referências

- Durigan, M., Cherubin, M., de Camargo, P., Ferreira, J., Berenguer, E., Gardner, T., Barlow, J., Dias, C., Signor, D., Junior, R., Cerri, C., 2017. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. *Sustainability* 9, 379. doi:10.3390/su9030379
- Hansen, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, v. 342, n. 6160, 2013.
- IPCC, 2015. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Magalhães, A.L.B., 2017. Brazil: Biodiversity at risk from austerity law. *Nature* 542, 295–295. doi:10.1038/542295e
- Meyer, K.M., Klein, A.M., Rodrigues, J.L.M., Nüsslein, K., Tringe, S.G., Mirza, B.S., Tiedje, J.M., Bohannon, B.J.M., 2017. Conversion of Amazon rainforest to agriculture alters community traits of methane-cycling organisms. *Mol. Ecol.* 26, 1547–1556. doi:10.1111/mec.14011
- Navarrete, A.A., Tsai, S.M., Mendes, L.W., Faust, K., Hollander, M. de, Cassman, N.A., Raes, J., Van Veen, J.A., Kuramae, E.E., 2015. Soil microbiome responses to the short - term effects of Amazonian deforestation. *Mol. Ecol.* 16. doi:10.1111/mec.13172
- Oliveira Alves, N., Brito, J., Caumo, S., Arana, A., de Souza Hacon, S., Artaxo, P., Hillamo, R., Teinilä, K., Batistuzzo de Medeiros, S.R., de Castro Vasconcellos, P., 2015. Biomass burning in the Amazon region: Aerosol source apportionment and associated health risk assessment. *Atmos. Environ.* 120, 277–285. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.08.059.
- Silva, M.E. Siqueira, Pereira, G., Rocha, R.P. da, 2016. Local and remote climatic impacts due to land use degradation in the Amazon “Arc of Deforestation.” *Theor. Appl. Climatol.* 125, 609–623. doi:10.1007/s00704-015-1516-9
- Smith, P., House, J.I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P.C., Clark, J.M., Adhya, T., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P., Cotrufo, M.F., Elliott, J.A., McDowell, R., Griffiths, R.I., Asakawa, S., Bondeau, A., Jain, A.K., Meersmans, J., Pugh, T.A.M., 2016. Global change pressures on soils from land use and management. *Glob. Chang. Biol.* 22, 1008–1028. doi:10.1111/gcb.13068
- Zald, H.S.J., Spies, T.A., Harmon, M.E., Twery, M.J., 2016. Forest Carbon Calculators: A Review for Managers, Policymakers, and Educators. *J. For.* 114, 134–143. doi:10.5849/jof.15-019