

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO

DISSERTAÇÃO

Efeito da Queima Prescrita em Atributos Químicos e Frações da Matéria Orgânica do Solo em Ambiente de Campos de Altitude, no Parque Nacional de Itatiaia, RJ

Yan Vidal de Figueiredo Gomes Diniz

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

**EFEITO DA QUEIMA PRESCRITA EM ATRIBUTOS QUÍMICOS E
FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM AMBIENTE DE
CAMPOS DE ALTITUDE, NO PARQUE NACIONAL DE ITATIAIA, RJ**

YAN VIDAL DE FIGUEIREDO GOMES DINIZ

Sob a Orientação da Professora

Lucia Helena Cunha dos Anjos

e Coorientação da Professora

Ana Paula Pessim de Oliveira

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, Área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

Seropédica, RJ
Maio de 2022

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D585e Diniz, Yan Vidal de Figueiredo Gomes, 1995-
 Efeito da queima prescrita em atributos químicos e frações da matéria
 orgânica do solo em ambiente de campos de altitude, no Parque Nacional de
 Itatiaia/ Yan Vidal de Figueiredo Gomes Diniz. – Seropédica, 2022.
 50 f. : il.

 Orientadora: Lúcia Helena Cunha dos Anjos.
 Dissertação (Mestrado). – – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
 Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, 2022.

 1. Incêndios florestais. 2. Queima controlada. 3. Floresta Atlântica. 4.
 Substâncias húmicas. I. Anjos, Lúcia Helena Cunha dos, 1957-, orient. II.
 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em
 Agronomia – Ciência do Solo III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O trabalho foi realizado com apoio da FAPERJ, pelos projetos: Edital Pensa Rio (E-26/010/002987/2014) e a Bolsa E_26/202.938/2017

Autorização SisBio 72117-1, Projeto: Avaliação temporal do efeito da queima prescrita em atributos de solos frágeis no Parque Nacional de Itatiaia.

É permitida a cópia total ou parcial dessa Dissertação, desde que seja citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO

YAN VIDAL DE FIGUEIREDO GOMES DINIZ

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 25/05/2022.

Lucia Helena Cunha dos Anjos. Ph.D. UFRRJ
(Orientadora)

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Ademir Fontana. Dr. Embrapa Solos

AGRADECIMENTOS

À Deus por me manter são e saudável para enfrentar todas as adversidades encontradas no caminho, tendo sabedoria para enxergar os problemas como aprendizado.

A todos queridos descritos abaixo.

À minha família, em especial a minha mãe Simone que sempre abdicou dos seus sonhos para que os meus fossem possíveis de se realizar.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro por ter proporcionado conhecer pessoas que levarei ao meu lado pelo resto de minha vida e que foi capaz de enriquecer meu conhecimento e engrandecer meu caráter mesmo dentro de grandes turbulências.

Aos queridos professores e orientadores, Marcos Gervasio Pereira e Lucia Helena Cunha dos Anjos, primeiramente por terem confiado em mim e na minha capacidade e principalmente pelos aprendizados, além de me apoiar em todo este caminhar.

Aos amigos, Otavio Augusto Queiroz dos Santos, Hugo de Souza Fagundes e Tiago Paula da Silva, pois sem vocês poderia até ser possível, mas juntos, toda essa trajetória na pesquisa tem sido mais leve e divertida.

Aos colegas do Laboratório de Gênese e Classificação do Solo, pelo auxílio em atividades no laboratório e pelo relacionamento amistoso criado no dia a dia.

Ao Laboratório de Química do Solo, em especial ao professor Andrés Calderin Garcia, pelo processamento e interpretação dos espectros, e a servidora Adriana França Figueira pelas análises no CHN.

Aos responsáveis pela Central Analítica Multiusuário, do Instituto de Química da UFRRJ, pela realização das análises de espectroscopia.

Ao Parque Nacional de Itatiaia e seus gestores, por nos proporcionar a oportunidade de realizar esse estudo em sua área e dar todo o apoio necessário.

Aos funcionários e brigadistas do Parque Nacional de Itatiaia, que auxiliaram na queima prescrita e nas coletas.

A meu pai Alexandre, minha irmã Taynah, minhas tias Elizangela, Anna Clara, meus Tios Renato, Márcio e Marcelo, meus primos Neto, Cauã, minhas primas Marcela e Márcia, minhas avós Márcia e Dilma, meus avôs Almir e em memória Edir. Ter vocês ao meu lado, foi extremamente necessário para seguir forte.

À minha namorada Gabriela, por ser minha melhor amiga, e ter estado comigo em cada momento de dificuldade, além de sempre se mostrar compreensível quando foi necessário eu abrir mão inúmeras vezes de estar contigo para os afazeres relacionados a minha dissertação. Sem sua presença, companhia e apoio, não seria capaz de ter chegado aonde cheguei.

A meus amigos de vida, João Carreira, Matheus Carreira e Maxmiliano Silva, a parceria de vocês me encoraja a crescer, e todo o carinho recebido de vocês é recíproco. Em memória, minha amiga Bruna Domingos, obrigado por me guiar do outro plano.

Aqueles que de alguma forma me apoiaram e acreditaram em mim, até quem algum dia disse que eu não seria capaz, pois essa negatividade foi transformada em energia para chegar onde estou. Para um menino que sonhava em ser jogador de futebol e abdicou desse sonho, almejando a escolha mais segura de um futuro para ele e sua mãe, que o criou sozinha, em uma sociedade preconceituosa e machista, o maior motivador deste menino sempre foi e será ser capaz de dar um futuro digno a sua mãe, a qual tanto lutou por ele. Hoje se encerra mais um importante ciclo - após se formar na UFRRJ, consigo por ela o título de Mestre.

DEDICATÓRIA

Aos meus amados pais, Simone e Alexandre.

Dedico

RESUMO

DINIZ, Yan Vidal de Figueiredo Gomes. **Efeito da queima prescrita em atributos químicos e frações da matéria orgânica do solo em área de campos de altitude, no Parque Nacional de Itatiaia, RJ.** 2022. 50f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2022.

Incêndios florestais podem afetar de forma diferenciada os ecossistemas, de acordo com a frequência e a intensidade do fogo, sendo necessário avaliações para entender a influência e modificação em um dado ecossistema e o seu impacto no solo. A hipótese desse estudo é de que a queima prescrita, ou seja, o uso do fogo em condições controladas, terá impacto limitado sobre os atributos químicos e os compartimentos da matéria orgânica de solos no ambiente de campos de altitude no Parque Nacional de Itatiaia (PNI). O objetivo geral do estudo foi avaliar efeitos de curto e médio prazo da queima prescrita em atributos químicos do solo, compartimentos da matéria orgânica do solo (MOS) e na estrutura dos ácidos húmicos (AH), no ecossistema de campos de altitude. A queima prescrita vem sendo avaliada no PNI como prática para reduzir a quantidade de biomassa vegetal em superfície e, desta forma, prevenir o risco potencial de incêndios florestais severos, no ecossistema de campos de altitude e solos com altos teores de matéria orgânica, assim sendo, de maior vulnerabilidade. Diante disto, no ano de 2019 foi conduzido um experimento com queima controlada em área experimental na parte alta do PNI. Foram coletadas amostras de solo em três profundidades, 0-10, 10-20 e 20-40 cm, em 8 pontos de amostragem composta (3 amostras para cada ponto), em cinco períodos distintos: antes do evento, aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima (DAQ). Como atributo físico do solo foi analisada a densidade do solo; para os atributos químicos foram avaliados: pH em água, complexo sortivo (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Al^{+3} , K^+ , Na^+ , $\text{H} + \text{Al}$), P (Mehlich-1), e calculadas a soma de bases (SB) e a saturação por bases (V%). Foram quantificados os teores de carbono e nitrogênio total e calculados os estoques de carbono (estC) e de nitrogênio (estN). Com relação a MOS e seus compartimentos, foram analisadas o carbono orgânico total (COT); as frações húmicas, quais sejam humina (HUM), ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF); e o carbono lábil do solo (CL). Para as análises espectroscópicas dos AH, foram utilizadas amostras de solo obtidas antes da queima e aos 10 e 240 DAQ, sendo avaliados por meio de FTIR-ATR e ^{13}C RMN CP/MAS aliado a análises quimiométrica com análise de componentes principais. A prática de queima prescrita promoveu modificações em alguns atributos químicos do solo. As maiores variações foram verificadas nas amostras coletadas de 0-10 cm, indicando a maior sensibilidade das camadas superficiais do solo ao efeito do fogo. Foram observados aumentos nos teores de P, Mg^{+2} , Na^+ e nas frações da MOS, tais como ácido fúlvico, ácido húmico (AH) e carbono lábil. Ocorreram modificações na estrutura dos ácidos húmicos aos 10 DAQ, comprovadas pela análise qualitativa da MOS e da caracterização espectroscópica dos AH. No entanto, após 240 DAQ, foi verificada recuperação estrutural dos AH e pequena variação no conteúdo total de COT, indicando a resiliência dos solos na área estudada e no intervalo de tempo avaliado. As análises quantitativa e qualitativa da MOS foram efetivas para a avaliação do efeito da queima prescrita sobre o solo em ambiente de campos de altitude no PNI.

Palavras-chave: Incêndios florestais. Queima controlada. Floresta Atlântica. Substâncias húmicas.

ABSTRACT

DINIZ, Yan Vidal de Figueiredo Gomes. **Effect of prescribed burning on chemical attributes and organic matter fractions of soils from an area of high-altitude grasslands, in the Itatiaia National Park, RJ.** 2022. 50p. Dissertation (Master in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2022.

Forest fires can affect ecosystems in different way, depending on the frequency and intensity of fire, and assessments are needed to understand the influence and modification in each ecosystem and its impact on the soil. The hypothesis of this study is that prescribed burning, that is, the use of fire under controlled conditions, will have a limited impact on the chemical attributes and organic matter fractions of soils in the high-altitude fields environment in the Itatiaia National Park (PNI). The general objective of the study is to evaluate short- and medium-term effects of prescribed burning on soil chemical attributes, soil organic matter (SOM) fractions and in the structure of humic acids (HA) in the high-altitude grassland ecosystem. The prescribed burning has been evaluated in the PNI as a practice to reduce the amount of vegetal biomass on the surface and, in this way, to prevent the potential risk of severe forest fires, in the ecosystem of high-altitude fields and soils with high contents of organic matter, thus being, more vulnerable. In view of this, in 2019 an experiment was conducted with controlled burning in an experimental area in the upper part of the PNI. Soil samples were collected at three depths, 0-10, 10-20 and 20-40 cm, in 8 composite sampling points (3 samples for each point), in five different time periods: before the event, at 10, 30, 90 and 240 days after burning (DAB). As a physical attribute, the soil bulk density was analyzed; for the chemical attributes the following were evaluated: pH in water, sorption complex (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Al^{+3} , K^{+} , Na^{+} , $\text{H} + \text{Al}$), P (Mehlich -1), and the sum of bases (SB) and base saturation (V%) were calculated. Total carbon and nitrogen contents were quantified, and carbon (estC) and nitrogen (estN) stocks were calculated. Regarding SOM and its fractions, total organic carbon (TOC); the humic fractions, which are humin (HUM), humic acids (HA) and fulvic acids (FA); and labile soil carbon (CL) were analyzed. For HA spectroscopic analysis, soil samples obtained before burning and at 10 and 240 DAB were used, being evaluated by means of FTIR-ATR and ^{13}C NMR CP/MAS combined with chemometric analysis with principal component analysis. The prescribed burning promoted changed some of the soil chemical attributes. The greatest variations were observed in the samples collected from 0-10 cm, indicating the greater sensitivity of the surface layers of the soil to the effect of fire. Increases were observed in the contents of P, Mg^{+2} , Na^{+} and in the SOM fractions, such as fulvic acid, humic acid (HA) and labile carbon. Modifications were observed in the structure of humic acids at 10 DAB, confirmed by the qualitative analysis of SOM and the spectroscopic characterization of the HA. However, after 240 DAB, structural recovery of HA and small variation in the total TOC content were observed, indicating the resilience of the soils in the studied area and in the evaluated time interval. The quantitative and qualitative analyzes of the SOM were effective for the evaluation of the effect of the prescribed burning on the soil in the environment of high-altitude fields in the INP.

Key-words: Forest fires. Controlled burning. Atlantic Forest. Humic substances.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 Unidades de Conservação.....	3
2.2 Parque Nacional de Itatiaia.....	5
2.3 Ecossistema de Campos de Altitude e Organossolos no PNI.....	5
2.4 Incêndios Florestais e seus Efeitos nos Atributos do Solo	7
2.5 Manejo da Queima Prescrita.....	9
2.6 Análises Espectroscópicas e Frações da Matéria Orgânica do Solo.....	11
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1 Localização da Área de Estudo.....	13
3.2 Amostragem do Solo	14
3.3 Análises do Solo	15
3.3.1 Análises físicas	15
3.3.2 Análises químicas	15
3.3.3 Nitrogênio total e estoques de carbono e nitrogênio no solo.....	15
3.3.4 Extração e quantificação das frações das substâncias húmicas e carbono lábil	16
3.3.5 Extração, purificação e caracterização espectroscópica dos ácidos húmicos....	16
3.4 Análise de Dados e Quimiometria.....	17
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
4.1 Atributos Edáficos	18
4.2 Carbono e Nitrogênio Total, Relação C/N, Carbono Orgânico Lábil (CL) e Carbono Orgânico Total (COT)	21
4.3 Frações Húmicas da MOS	24
4.4 Densidade do Solo, Estoque de Carbono e Estoque de Nitrogênio.....	25
4.5 Análise de Componentes Principais (PCA).....	26
4.6 Espectroscopia das Substâncias Húmicas.....	28
4.6.1 Caracterização por ressonância magnética nuclear de ângulo mágico espectroscopia (13C NMR CP/MAS)	28
4.6.2 Caracterização de AH por reflexão total atenuada de Fourier e espectroscopia de infravermelho de transformação (ATR – FTIR).....	31
5 CONCLUSÕES.....	34
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	35
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36

1 INTRODUÇÃO

A magnitude de incêndios florestais tem aumentado nos últimos anos, com episódios em grandes extensões e de alto poder destrutivo, não apenas no Brasil, mas em vários países, como Estados Unidos, Austrália, Portugal, entre outros. Os principais fatores apontados para explicar esses incêndios são, o aumento nas ondas de calor e secas prolongadas, geradas também em função de práticas antrópicas, que possuem potencial de intensificar incêndios florestais (Ebi et al., 2021). Segundo dados do INPE (2021), os anos de 2020 e 2021, apresentaram um total de 6123 e 5469 focos de incêndio, respectivamente, sendo os maiores valores desde o ano de 2011, que apresentou o total de 7291 focos. Os biomas mais afetados pelos incêndios são a Caatinga, seguida pelo Cerrado e a Mata Atlântica (INPE, 2020). Destacando-se que a intensificação dos efeitos das mudanças climáticas vem aumentando ainda mais a magnitude e a frequência dos incêndios de grande intensidade.

O manejo correto de ambientes florestais, naturais e plantados, para conter ou atenuar a intensidade desses eventos tem sido o objeto de pesquisas nos países que, de forma rotineira, são afetados por incêndios. Uma das práticas utilizadas é o manejo da queima prescrita. Esta prática é definida como o uso planejado do fogo para fins de redução das cargas de combustível na forma de serrapilheira (resíduos vegetais) no solo, em ecossistemas propensos à ocorrência de incêndios.

Faz-se uso de um plano de queima específico, com condições ambientais e técnicas pré-definidas (Bento-Gonçalves et al., 2012), e vem sendo aplicada em muitas Unidades de Conservação (UCs), ou seja, em áreas de ecossistemas frágeis e que devem ser protegidos. Como exemplos no Brasil podem ser citados o Parque Nacional da Chapada das Mesas, Parque Estadual do Jalapão, Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, todos situados no Cerrado e que foram os percursos da utilização do manejo integrado do fogo (MIF) no Brasil (Falleiro et al., 2016; Schmidt et al., 2016). Entre os trabalhos com a prática de queima prescrita na Floresta Atlântica, no Parque Nacional da Ilha Grande (Rio de Janeiro), desde 2018 são aplicadas de forma planejada queimadas controladas, uma vez que esse parque possui alta incidência de grandes incêndios em intervalos inferiores a 5 anos (Pezenti, 2019). No mesmo estado, no Parque Estadual do Grajaú, a construção de aceiros vem mostrando potencial de proteção para as áreas cultivadas no seu interior (Aximoff et al., 2020).

O ambiente dos campos de altitude, em função de suas condições climáticas de baixas temperaturas e alta incidência solar, resulta em alto potencial de acúmulo de material vegetal seco sobre o solo. Além disso, os solos são em geral rasos e com alto teor de carbono (Neri et al., 2016; Mendonça, 2017; Costa et al., 2019). A parte alta do PNI possui elevada biodiversidade e endemismo, com presença de espécies com risco de extinção (Aximoff, 2011; Gonçalves, 2019). Os campos de altitude são alvos da pressão direta dos eventos vinculados ao fenômeno climático El Niño (Safford, 1999), o que, em associação com os efeitos de práticas de origem antrópica, leva a necessidade de medidas para a prevenção de grandes incêndios.

A hipótese desse estudo é de que a queima prescrita, ou seja, o uso do fogo em condições controladas, terá impacto limitado sobre os atributos químicos e os compartimentos da matéria orgânica de solos no ambiente de campos de altitude no Parque Nacional de Itatiaia (PNI).

Para testar esta hipótese foi realizado estudo em área de ambiente de campos de altitude do PNI, selecionada pelos gestores do PNI para testar a queima prescrita como possível prática para redução do impacto de grandes incêndios. Para tal, em maio de 2019, foram coletadas amostras de solo, antes, e ao longo de intervalos de tempo pré-definidos após a queima.

O objetivo geral do estudo foi o de avaliar efeitos de curto e médio prazo da queima prescrita em atributos químicos do solo e compartimentos da matéria orgânica do solo (MOS), no ecossistema de campos de altitude.

Os objetivos específicos foram:

- a) Avaliar o efeito da queima prescrita em atributos químicos, estoque de carbono e na quantidade e qualidade da MOS de solos, antes e após a ação do fogo.
- b) Ampliar o conhecimento sobre as frações da MOS nos solos de campos de altitude, através da caracterização e avaliação da estabilidade bioquímica dessas frações.
- c) Avaliar a dinâmica dos atributos analisados em diferentes épocas após a queima.
- d) Identificar como a prática da queima prescrita pode impactar atributos químicos de solos e da MOS, no ecossistema de campos de altitude do PNI. Desta forma, contribuir para decisões sobre a recomendação desse procedimento, no PNI e em outros locais com condições similares de solo e clima a do estudo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Unidades de Conservação

O Brasil é o quinto maior país do mundo em extensão territorial, com cerca de 8.514.876 km² (Assad, 2011). Apresenta uma das maiores biodiversidades biológica do planeta, posição que disputa juntamente com a Indonésia, sendo esses os países que apresentam as mais diversas fauna e flora (Mittermeier et al., 2005). Nesses territórios estão inclusas cerca de 30% das florestas tropicais do mundo, ambiente de alta diversidade e endemismo de fauna e flora (Benatti, 2008).

O ser humano, para sua sobrevivência, desde o início da civilização, sempre foi um agente modificador do ambiente (Fonseca et al., 2019). A pressão antrópica sobre o ambiente no território brasileiro se deu de forma crescente nas décadas de 1950 e 60, com a justificativa de crescimento econômico do país e ocupação de seu território, que levou a expansão de fronteiras agrícolas. Nesse cenário, a criação das unidades de conservação (UC), antes da década de 70, não se dava com o objetivo de preservação dos ecossistemas brasileiros e sim por estética e interesses políticos (Mercadante, 2001).

Sendo assim, foi necessária a modificação e a criação de novas leis de proteção ambiental. O primeiro Código Florestal (BRASIL, 1934) foi alterado em vários momentos e, em 1965, houve a inclusão das áreas de preservação permanente (APPs) (Fonseca et al., 2019). Em 1980, com novas mudanças visando reduzir ameaças à biodiversidade brasileira, foi criada a “Constituição Verde” dando enfoque de que o meio ambiente é um bem comum de todos, destacando-se os princípios de sustentabilidade (utilização do meio de forma consciente, sem seu esgotamento) e de Reserva Legal (Fonseca et al., 2019).

Apesar de esforços de políticas públicas para conter a degradação ambiental, não houve muito sucesso, e, em 2000, foi necessária a adoção de novas medidas visando a conservação da biodiversidade nacional. A Funatura (Fundação Pró-Natureza), organização não governamental (ONG), criada em 1988 por Jorge Pádua, foi convocada pelo governo federal para a formulação da Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (Lei do SNUC), lei nº 9.985/2000 (Geluda et al., 2004; Mittermeier et al., 2005).

Internacionalmente, reconhece-se 4 finalidades atribuídas às UCs, sendo elas: conservação da natureza, aproveitamento público, pesquisa científica e uso econômico e sustentável de seus componentes (Benjamin, 2006). Segundo a constituição federal (Brasil, 1988), art. 225, § 1º, III, compreende-se que a Unidade de Conservação é um espaço delimitado com o objetivo de conservação e preservação de um ecossistema, onde inclui-se recursos naturais (águas jurisdicionais, flora, fauna, solo), banco genético e belezas naturais, históricas e culturais, em que se tenha um regime administrativo, legalmente instituído pelo Poder Público (Bacha, 2020; Drummond et al., 2010; Medeiros et al., 2004).

As UCs podem ser divididas, segundo a Lei de SNUC, em dois grandes grupos, sendo eles, de uso sustentável, no qual objetiva-se a geração harmônica entre a utilização do espaço e a conservação da natureza, um exemplo deste tipo de unidade de conservação são as reservas extrativistas (RESEX), que possuem atividades que promovem o sustento econômico das famílias, porém, sem afetar o meio ambiente. Outro grupo são as unidades de proteção integral (UPI), em que o foco é a diminuição da atividade humana para preservação da biodiversidade e manutenção dos ecossistemas naturais, no qual estão inclusos os parques nacionais e as estações ecológicas (Manetta et al., 2016; Drummond et al., 2010).

A criação dos primeiros parques do Brasil data dos anos de 1937 e 1939, respectivamente o Parque Nacional de Itatiaia e os Parques de Iguazu, Serra dos Órgãos e Sete

Quedas. Desde 1946, já se discutia a necessidade de uma mudança no panorama da conservação do patrimônio ecológico brasileiro, em seu livro, o então diretor do Parque Nacional de Itatiaia, Wanderbilt Duarte de Barros (1916-1997) escreveu sobre a existência de apenas três parques nacionais no território brasileiro tão vasto e diverso (Mittermeier et al., 2005).

Medidas visando a conservação e o manejo de forma mais conservadora, são datadas desde os romanos, incas, e são vistas também nas primeiras legislações criadas em países europeus, como França e Portugal (Bacha, 2020), algo que ainda era muito precário na legislação brasileira. Porém, apenas nos anos de 1980 o Brasil avançou em medidas e leis que intensificavam o desenvolvimento da capacidade de conservação, com intuito de conscientização e proteção da fauna e da flora (Mittermeier et al, 2005). O aumento na criação de parques e outras unidades de conservação federais, estaduais, municipais e privadas, ocorreu no Brasil, no período entre 1976 até a década de 1990, com investimento bem maior nesse período, em comparação com os países desenvolvidos e outros países de clima tropical (Mittermeier et al, 2005).

Após mais de dez anos, em 2000, o SNUC foi oficialmente instituído no Brasil, por força de lei, em um momento histórico para a conservação da biodiversidade nacional. Esse sistema regularizava e definia as categorias das UCs em níveis federal, estadual e municipal, o que representou um momento histórico (Mittermeier et al., 2005). Existem no SNUC, diferentes medidas para a conservação dos recursos naturais, elas são subdivididas em medidas para disciplinar o uso e medidas para criação de UCs (Bacha 2020). Porém, é importante ressaltar a importância da necessidade de planos de manejo no interior das UCs, para além de sua criação. Um planejamento abrangente e integrado se faz necessário, com monitoramento das atividades realizadas e manejo intensivo para preservação de espécies com maior vulnerabilidade e em riscos de extinção ou endêmicas. Tendo assim, uma visão mais ampla, não se resumindo apenas na sua criação por lei (Bacha, 2020; Drummond et al., 2010).

O Brasil, apresenta atualmente, cerca de 180 parques estaduais (Mittermeier et al., 2005). Embora a grande parte dos parques nacionais estaduais no Brasil tenham sido criada após os anos de 1980, alguns estados foram pioneiros, antes mesmo da aprovação da lei do SNUC. São Paulo, Minas Gerais, Paraná e Rio Grande do Sul, possuem parques que datam das décadas de 1940 e 1945 (Mittermeier et al., 2005).

Devido a enorme biodiversidade do país, é urgente a tomada de medidas com o intuito de preservação dos ecossistemas no território brasileiro. Embora, nas últimas décadas os governos federal, estadual e municipal estejam expandindo seu território protegido através da criação de UCs, tem sido presenciados inúmeros episódios de degradação e alteração nos diversos biomas para aumento da área agrícola ou de pastagens (Drummond et al., 2010). Dessa forma torna-se necessário que, além da criação de unidades de conservação, haja fiscalização intensa e, quando preciso, que sejam aplicadas as leis ambientais brasileiras.

O que aumenta a dificuldade da fiscalização e da intensificação, tanto de governantes quanto de fiscais na conservação da biodiversidade, é o fato de diferentes esferas e diferentes classes, que se unem em favor de políticas de governo contrárias quando o tema é justificado para o “aumento” da produtividade agrícola. Unem-se por vezes grupos de orientação política e ações muito distintas, tais como: grandes e pequenos produtores rurais, trabalhadores sem-terra, assentados da reforma agrária, partidos políticos progressistas e conservadores, garimpeiros e empresas de construção civil, setores e empresas de geração de energia hidrelétrica e quem os consumidores desta (Drummond et al., 2010).

2.2 Parque Nacional de Itatiaia

Criado no ano de 1937, o Parque Nacional de Itatiaia (PNI) foi o primeiro parque criado no Brasil de acordo com o Decreto Federal nº 1.713, de 14 de junho do mesmo ano, porém sua regulamentação como unidade de conservação segue as diretrizes da Lei nº 9.985/2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Mucivuna, 2017).

No que se diz respeito ao processo de instauração do PNI, ressalta-se a participação do botânico Paulo Campos Portom, sendo o seu avô João Barbosa Rodrigues, um dos diretores de maior prestígio do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, (Cazzaza, 2018). Durante sua carreira como botânico, o estudo e a valorização do espaço que atualmente compreende o PNI, foi a atividade a qual mais se dedicou Paulo Campos Portom. No período entre 1908 e 1940, foi atuante das causas conservacionistas de espécies na região, sempre na intenção da criação do PNI (Cazzaza, 2018). A criação do PNI teve como objetivo a conservação da antiga Estação Biológica de Itatiaia, associado a formação de um centro atrativo à turistas nacionais e estrangeiros (Santos et al., 2020).

O parque situa-se na Serra da Mantiqueira, aproximadamente 60% de sua área está inclusa nos municípios de Itatiaia e Resende, no Rio de Janeiro e Bocaina de Minas e Itamonte, em Minas Gerais (ICMBIO, 2021; Mucivuna, 2017). Segundo a Lei de SNUC, o PNI se enquadra como UC de Proteção Integral (Santos et al., 2020). Porém, a proximidade desse tipo de UC a grandes áreas urbanas cria dificuldades para o cumprimento dos seus principais objetivos, no que se diz a conservação da área (Beiroz, 2015).

O PNI está inserido no bioma Floresta Atlântica, com ocorrência de espécies de Fauna e Flora relacionadas a Floresta Ombrófila Densa, como as florestas montanas e os campos de altitude (Aximoff et al., 2016). O relevo é definido por montanhas e elevações rochosas, com altitudes variando de 540 a 2.791 metros. Essa variação de altitude, relevo e clima, em conjunto, gera a grande biodiversidade observada no interior do parque (Cazzaza, 2018). Segundo Drummond (1997), dentre todos os parques nacionais, o PNI é o de maior importância, pela abrangente diversidade biológica e sua localização na fronteira de três estados (RJ, MG e SP) de grande expressão demográfica.

Além da importância do PNI quanto à preservação e conservação de espécies de fauna e flora, com a sua criação foi intensificado o turismo, com geração de lucro e empregos na região, que mesmo nos dias de hoje movimentam o mercado local. Este foi também um dos argumentos utilizados para convencer o governo quando da aprovação do decreto de criação do parque (Cazzaza, 2018).

2.3 Ecossistema de Campos de Altitude e Organossolos no PNI

A classificação de ambientes, de acordo com a vegetação, pode ser feita em função de um conjunto de fatores, como primordiais podem ser citados o solo e o clima (Vasconcelos, 2014). Esses fatores possuem conexão direta com a distribuição de espécies de plantas e animais presentes no ecossistema ou bioma (Vasconcelos, 2014).

O autor Ferri (1980) foi o idealizador da divisão entre as diferentes formações montanhosas e sua vegetação nas regiões sul e sudeste do território brasileiro, onde subdividiu em campos rupestres e campos de altitude. Os campos rupestres são encontrados em regiões acima de 900 m e na Cadeia do Espinhaço (Ribeiro & Freitas, 2010), predominantemente sobre quartzitos ou arenitos e outras rochas sedimentares e metamórficas (Vasconcelos et al., 2011). Já a fitofisionomia de campos de altitude se caracteriza pela localização altomontana, com elevações entre 1800 e 2000m, e ecossistemas relativamente frágeis diante da ação antrópica (IBGE, 2012; Vasconcelos, 2014), associados a ocorrência de afloramentos de rochas ígneas ou metamórficas (Vasconcelos et al., 2011).

No leste do Brasil, os campos de altitude estão nas localidades mais altas da região, como a Serra da Mantiqueira e Serra do Mar, sendo importantes centros de biodiversidade (Vasconcelos, 2011). O PNI possui, em sua parte mais alta, afloramentos de rocha, em grande maioria de rochas alcalinas de nefelina-sienito (Aximoff, 2011; Silva Neto, 2018), e sedimentos nas áreas de vales e encostas, onde também se encontram depósitos turfosos (Costa et al., 2020). A elevada altitude em que ocorrem no PNI, condiciona as baixas temperaturas associadas a alta radiação solar e pressão atmosférica, com alta incidência de ventos e precipitação, características predominantes na gênese dos solos (rasos e com alto teor de carbono), e na composição florística dessas regiões (Costa, 2019; Neri et al., 2016; Mendonça, 2017).

Com relação aos fatores que influenciam na constituição da vegetação dos campos de altitude, o clima tem maior relevância que as condições edáficas (Mendonça, 2017). As características climáticas nesse ambiente, além de fundamentais para o desenvolvimento da vegetação, favorecem a incidência, a magnitude e o alastramento do fogo (Safford, 1999; Gonçalves, 2019). Além disso, existem diversas espécies que correm riscos de extinção, outras que são raras no Brasil, o que evidencia ainda mais a necessidade e a importância da conservação do ecossistema do local (Aximoff, 2011; Gonçalves, 2019).

O PNI se insere no bioma Floresta Atlântica, com vários ecossistemas (Safford, 1999). Nos campos de altitude predominam gramíneas, abundância de briófitas, pequenas árvores e alguns arbustos (Aximoff et al. 2016). Nesse tipo de vegetação, é muito importante avaliar as características que favoreçam a ocorrência de incêndios, como baixa umidade relativa, ventos e deposição de matéria seca durante o inverno (Aximoff et al., 2016). Segundo Safford (2001) nas regiões de campos de altitude, a incidência do fogo gerado por diversos fatores é um dos atributos para a resiliência e desenvolvimento da fitofisionomia local.

Os campos de altitude do PNI, assim como em diversos parques no país com esse ecossistema, são afetados negativamente por processos fora do seu entorno, em grande maioria com ações antrópicas, e, em alguns casos de origem natural, como as queimadas (Gonçalves, 2019). Segundo Motta et al. (2019), a maior ameaça para o ecossistema dos campos de altitude nos últimos anos, é a incidência de queimadas. No PNI, desde 2017, estudos vêm sendo realizados para diminuir a incidência de incêndios florestais. Essas medidas foram motivadas por três incêndios de grande magnitude que atingiram o parque nos anos de 2001, 2007 e 2010, em que os campos de altitude foram atingidos em cerca de metade de sua área pelo fogo (Motta et al., 2019). Em função disso, a queima prescrita e outras maneiras de supressão do fogo estão sendo avaliadas no interior do parque, tendo como foco principal a conservação de 4 alvos de grande importância ambiental, os solos ricos em matéria orgânica (Organossolos), formações florestais, flora, e espécies em risco de extinção (Motta et al., 2019).

Na parte alta do PNI, no ambiente de campos de altitude, é expressiva a ocorrência de solos rasos, sendo encontradas as seguintes classes: Organossolos, Neossolos e Cambissolos, estes dois últimos com horizontes superficiais ricos em matéria orgânica (Costa, 2019).

Os Organossolos são classificados segundo o Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SiBCS) como “*solos pouco evoluídos, contendo material orgânico de coloração cinzenta, escura ou preta, devido a deposição e acúmulo de restos vegetais associados a condições de clima e relevo que não favoreçam a decomposição acelerada dos mesmos e que apresentam altos teores de carbono orgânico ($\geq 80 \text{ g kg}^{-1}$) e espessura de no mínimo 40 cm*” (Santos et al., 2018).

Os Organossolos têm grande importância ambiental e ecológica, associada à sua capacidade de armazenamento de carbono e retenção de água (Pereira et al., 2020; Santos, 2020), porém são solos frágeis e com elevado risco de degradação e vulnerabilidade (Valladares et al., 2008; Vasconcelos, 2014; Costa et al., 2020). No ambiente altomontano, formam-se por influência do clima favorável propiciando a menor atividade metabólica da fauna microbiana,

levando a diminuição da decomposição de material vegetal e assim aumentando os teores de carbono orgânico nas camadas e/ou horizontes superficiais (Silva Neto et al., 2018). Dentre os fatores de formação dos solos identificados como de constituição orgânica, no SiBCS (Santos et al., 2018), os de maior atuação são o clima, o relevo e os organismos, em que o último tem grande influência pela contínua adição de matéria orgânica (Neto, 2017). Assim, a degradação do ambiente de campos de altitude e dos Organossolos pode levar a mineralização de carbono orgânico acumulado no solo e na biomassa vegetal, favorecendo o aumento dos gases do efeito estufa (Vasconcelos et al., 2011).

2.4 Incêndios Florestais e seus Efeitos nos Atributos do Solo

Os incêndios em áreas florestais podem ocorrer de duas formas, por origem antrópica ou natural. A primeira, causada de forma intencional pelo homem, em geral, tem como objetivo a remoção de vegetação de cobertura natural (primária ou secundária) em regiões de fronteira agrícola ou a renovação de pastagens (Redin et al., 2011). Essa prática é a principal causadora de incêndios nas Unidades de Conservação (UCs) no Brasil, originadas no próprio parque ou nas áreas de entorno (Kovalsyki, 2016). Ainda, fatores como o clima, relevo e a própria vegetação (Santos et al., 2020) podem aumentar a propagação do fogo, levando a dimensões de desastres ecológicos.

Os incêndios naturais podem se iniciar de forma espontânea, a partir de descargas elétricas, que ao atingirem as árvores e associadas ao acúmulo de material seco sobre o solo e características climáticas favoráveis conduzem a queimadas que podem ser também extensivas (Kovalsyki, 2016).

Os incêndios florestais não devem ser vistos como um fenômeno de impacto apenas local, mas sim como um assunto de importância global (Herawati & Santoso, 2011). Os efeitos negativos gerados por esse processo podem levar a devastação de toda a vegetação de pequenas áreas, podendo alcançar escala maior, com impactos negativos sobre a biodiversidade e os seres humanos, no local e em regiões próximas (Torres et al., 2017).

A magnitude de incêndios florestais vem se intensificando nos últimos anos, em que episódios de grande dimensão, no Brasil e ao redor do mundo em países como os Estados Unidos, Austrália e Portugal, têm se tornando corriqueiros. Os transtornos gerados pelos incêndios vão além da degradação do meio ambiente, pelo aumento na emissão de gases (gerado na combustão de material orgânico) que causam o efeito estufa (GEE), principalmente do CO₂. Um dos efeitos indiretos, é o aumento de doenças respiratórias em seres humanos e mortes de animais, em decorrência das chamas sem controle (Filho & Araujo, 2021).

Com o forte alerta de notícias na mídia (convencional e digital), aumentou a atenção da população para os incêndios em áreas naturais. Em particular no Brasil, no ano de 2020, a alta repercussão e crítica internacional sobre os incêndios que ocorreram em nosso território, foi um dos fatores que ratificaram ainda mais a importância da conservação de nossos biomas, parques e reservas (Filho & Araujo, 2021). Segundo dados do INPE (2021), até o mês de agosto de 2021, o Brasil já apresentava o maior número de queimadas dos últimos 15 anos no bioma da Floresta Atlântica.

No que se diz respeito ao controle de incêndios, no Brasil, segundo Falleiro et al. (2020) de forma tardia, apenas na década de 90, o IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente) (Brasil, 1998) criou o Centro Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (Prevfogo) e outras estruturas que visavam a prevenção e o combate. Uma medida tomada após o que ficou conhecido como o megaincêndio de Roraima (Kirchhoff & Escada, 1998), que afetou também populações indígenas, resultando de uma série de fatores ocorridos em março daquele ano, além de práticas criminosas em conjunção com condições climáticas inesperadas. Em um trabalho conjunto com brigadas indígenas que se voluntariaram para o auxílio ao órgão

criado pelo IBAMA, adotou-se como primeira medida a “política de fogo zero”, equipando e capacitando pessoas para tal. Porém, essa prática rígida desconsiderou a importância do fogo para alguns ecossistemas e para as comunidades tradicionais (Brasil, 1989; Falleiro et al. 2020).

O fogo é um agente modificador de vegetações, desde os princípios da existência da espécie humana, e também influencia nos atributos do solo, criando o solo e as paisagens naturais como elas são hoje (Jacques, 2003; Torres et al., 2017). A queima de vegetação afeta atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Redin et al., 2011), como por exemplo a saturação por alumínio (Jacques et al., 2003). A queima também influencia na presença de microrganismos do solo. Sousa et al. (2019), em estudos no bioma de Cerrado, observaram redução em diversos gêneros de fungos analisando amostras de solo coletadas 30 dias após queima. Em área de cultivo de cana-de-açúcar, Signor et al. (2016), mostram que nas parcelas sem o uso de fogo antes da colheita, os estoques de carbono e nitrogênio foram maiores, quando comparados com áreas em que foi feita a queima da palhada.

Incêndios são um dos principais processos de degradação do solo em áreas florestais, por outro lado, podem ser considerados fenômenos naturais em muitos ecossistemas terrestres favorecendo a restauração do habitat e o aumento da biodiversidade (Valkó et al., 2016). O impacto do fogo pode ser positivo, negativo ou desprezível sobre os atributos do solo, dependendo da intensidade e frequência da ocorrência do fogo, além da dinâmica ecológica de adaptação do ecossistema exposto ao fogo (Muqaddas et al., 2015; Alcañiz et al., 2016). Estudos enfatizam que variáveis como, fauna, flora, ordem de solo e condições ambientais devem ser consideradas para uma maior compreensão dos efeitos dos incêndios florestais sobre os atributos edáficos de um ecossistema (Certini, 2005; Alcaniz et al., 2016). Por um lado, a utilização do fogo controlado é considerada benéfica no contexto da sustentabilidade (Spera et al., 2000), atuando em contrapartida ao advento de que o fogo de alta intensidade gera efeitos negativos nos atributos do solo (Neary, 1999; Batmanian, 1983).

A mineralização da matéria orgânica do solo em função de altas temperaturas aumenta a disponibilidade de nutrientes no solo, imediatamente após a queima (Redin et al., 2011), fato que também pode ser observado em menor escala em estudos com queima controlada. Segundo Gatto et al. (2003), é possível que ocorra aumento de bases trocáveis, devido ao fato da solubilização das cinzas no solo, onde essas possuem alta concentração de nutrientes proveniente da parte aérea das plantas. Com relação ao nitrogênio, incêndios de grande magnitude, intensificam as perdas por percolação, devido ao fato de removerem a camada superficial de vegetação (Heringer et al., 2002). Com relação aos atributos químicos do solo, o aumento de determinados nutrientes ocorre em função da mineralização da matéria orgânica e da queima da vegetação (Rheinheimer et al., 2003). Incêndios de alta intensidade tem potencial de gerar efeitos negativos não imediatamente após o evento, mas em um curto período, em função das perdas por lixiviação. Em contrapartida consecutivos eventos de menor intensidade, ao longo do tempo, podem gerar o mesmo resultado observado em grandes incêndios (Soares, 1995). Com isso, o acompanhamento do efeito da queima prescrita no solo ao longo do tempo e de repetidas realizações da prática se torna de suma importância. Ainda, o processo de mineralização da matéria orgânica, ao liberar nitrogênio a solução do solo, possui a capacidade de facilitar o processo de volatilização de nitrogênio (Mroz et al., 1980).

A temperatura atingida nas camadas superficiais do solo, seja qual for a intensidade do fogo, é capaz de afetar as propriedades físicas do solo. Segundo Heringer et al. (2002) a principal modificação da estrutura do solo decorrente do efeito do fogo está relacionada a evaporação da água, que pode ser capaz de ao diminuir a umidade do solo, torná-lo mais propenso a compactação. O aumento da densidade do solo (causado pela compactação) pode dificultar a infiltração da água no perfil, prejudicando assim a sua qualidade estrutural (Redin et al., 2011). Indiretamente, com a diminuição da vegetação, removendo a proteção do solo, pode contribuir para o aumento de diferentes formas de erosão (Cassol et al., 2004).

Com relação aos atributos biológicos do solo, Araújo e Ribeiro (2005) concluíram que, independentemente da intensidade do fogo, a microfauna é afetada negativamente, causando a diminuição populacional, com maior evidência nos primeiros centímetros do solo, devido a menor resistência a mudanças de temperaturas das espécies de fauna.

2.5 Manejo da Queima Prescrita

Segundo o Código Florestal brasileiro (BRASIL, 2012) a utilização do fogo somente é permitida em ocasiões específicas, como práticas agrícolas utilizadas por tribos indígenas ou outras comunidades tradicionais, como quilombolas e geralzeiros, ou para pesquisas científicas, e no emprego da queima controlada como no caso das Unidades de Conservação (Matos et al., 2020). Não por esses motivos e salvo outras poucas exceções, os incêndios constituem crime ambiental em nosso território (BRASIL, 1988).

Os ecossistemas tendem a responder de forma diferente aos efeitos do fogo. Florestas tropicais e subtropicais tendem a ser mais sensíveis, já que na sua formação o fogo não é um elemento natural. Em contrapartida, algumas savanas tropicais e ecossistemas específicos, que em sua evolução, foram submetidos diversas vezes a este processo, podem inclusive ser beneficiados por eventos de incêndios ocasionais (Sales et al., 2019). No Brasil, nota-se um gradiente em que é “viabilizada” a presença do fogo, que compreende grande parte das florestas nativas de clima úmido e, no oposto, a região da Caatinga, Cerrado e Campos sulinos, que apresentam regime hídrico caracterizado pela seca praticamente todo o ano ou em parte do ano (Matos et al., 2020).

De acordo com Bowman et al. (2009), apesar do acentuado número de incêndios decorrentes da mudança de cobertura de florestas para áreas agrícolas, essa prática já era utilizada pela humanidade desde o início da civilização, e muitas das paisagens atuais são provenientes deste processo. No Brasil, o fogo é utilizado majoritariamente de duas formas, o desmatamento, quando o objetivo é o aumento da fronteira agrícola, com a expansão de novas áreas, e para a “limpeza” da área, prática ainda frequente no manejo agropastoril (Sales et al., 2019). O ponto principal nessa prática é o momento no qual é comumente realizada, durante a seca, sem controle da área queimada, o que leva a incêndios florestais de grande magnitude, com danos ambientais e econômicos, além dos problemas para a saúde pública pelo aumento de doenças respiratórias e mesmo mortes (Sales et al., 2019).

Quando o fogo é usado como técnica de manejo para controle de grandes incêndios, de maneira consciente e organizada, ele se torna aliado, tendo potencial de diminuição de material combustível e auxiliando na prevenção de incêndios de larga escala (Liesenfeld et al., 2016). Ainda, seu uso controlado possui efeito indireto em outras questões ambientais, incluindo o manejo integrado do controle de pragas e doenças (Soares e Batista, 2007). Visando a prevenção, contenção e controle de possíveis incêndios florestais em determinados ambientes, algumas alternativas têm sido estudadas no Brasil, entre elas o manejo do fogo, técnica de alta complexidade, porém, com resultados satisfatórios ao redor do mundo (Borrvalho et al., 2019).

É importante ressaltar que o Código Florestal (Lei 12.651/2012) respalda o uso dessa prática de contenção, ou seja, apesar de ser proibido o uso do fogo em território nacional, existem exceções. Entre elas a prática conhecida como aceiros negros, que consiste em faixas estreitas variando de 20-200 metros e compridas, alcançando até quilômetros de distância, onde são realizadas queimadas de forma prescrita para consumir biomassa fina, assim interrompendo a oferta de material combustível e impedindo a propagação do fogo por essas áreas (Schmidt et al., 2016; Borrvalho et al., 2019). Essa técnica em muito se assemelha a da queima prescrita.

Para que seja permitida a utilização do fogo no interior das UCs, é necessário que seja concomitante com outras ações do plano de manejo e com o intuito de conservar a vegetação

nativa; ainda, deve ter havido estudo prévio no local que comprove relação entre a evolução da vegetação nativa e a ocorrência de fogo (Matos et al., 2020). Em alguns casos, é necessária a comprovação de que o emprego da queima prescrita ou controlada, além da preservação da biodiversidade, poderá evitar posteriores incêndios de maior magnitude (Pivello, 2011; Borralho et al., 2019). Essa prática possui potencial para ser um dos grandes meios para a sustentabilidade e preservação de ecossistemas nas UCs, principalmente, pela redução do material vegetal seco depositado, e também pode ser usada como meio de capacitação de novos brigadistas (Borralho et al., 2019).

No estado de Minas Gerais, estudos de Junior et al. (2019) envolvendo o fogo nos Parques Nacionais, constatam que todos os 14 parques analisados possuem problemas com incêndios, variando de fraco a muito forte. Segundo os autores, as causas são diversas, desde a expansão urbana e agropecuária, até causas naturais, e os autores concluem que o manejo integrado do fogo contribuiu para diminuir os conflitos com o fogo, além de favorecer a preservação do meio ambiente. Fato relevante para a recomendação de uso das práticas de controle de incêndios é a constatação de que inclusive em regiões de fitofisionomias campestres e savânicas, cuja gênese se deu em ambientes de ocorrência natural de queimadas, os incêndios de grande intensidade provocam a diminuição da capacidade reprodutiva de várias espécies e, em casos de maior magnitude e duração, até a morte das espécies (Schmidt et al., 2016).

Especificamente no PNI, o plano de manejo do parque, através de associação com diversas instituições de ensino e pesquisa, prevê o planejamento e execução de medidas que visam à conservação da biodiversidade local. Dentre as ações de manejos para fins de conservação inclui-se o controle das queimadas e uma das técnicas utilizadas é a queima controlada ou prescrita (Motta et al., 2019). O objetivo desta prática consiste na diminuição do material combustível disponível no local, armazenado durante diferentes épocas do ano (predominantemente folhagem seca) para que se possa evitar incêndios de alta intensidade (Bento Gonçalves et al., 2012). A queima prescrita é feita em condições climáticas favoráveis, para que seja possível o controle do fogo no local em que se realizará a prática, do início ao final do procedimento. Segundo Motta et al. (2019), os fatores que devem ser analisados para realizar a queima prescrita são tipo de solo, horário do dia, umidade relativa do ar, temperatura, velocidade do vento e queimadas anteriormente realizadas.

Os estudos que relacionam o efeito da prática de uso do fogo com atributos do solo, em áreas naturais, são ainda muito poucos. Sabe-se da alta capacidade do solo como isolante térmico, auxiliando na resiliência de algumas espécies durante a queima (Cirne et al. 2008; Schmidt et al., 2016). Santos et al. (2018) observaram, em estudo com agricultores familiares, em assentamento no município de Terra Nossa – PA, que o manejo de queima controlada foi importante, inclusive quando as técnicas utilizadas não seguem todas as determinações da legislação. Segundo os autores, houve eficiência no controle do fogo, visto que a queima não afetou a produtividade das lavouras e evitou que incêndios provenientes de propriedades vizinhas adentrassem nos assentamentos. Salomão et al. (2019), avaliando o efeito de queimadas controladas nas propriedades químicas de solo no Vale do Mucuri, observaram aumentos nos teores de P, K, Ca, Mg e de matéria orgânica, quando analisados 3 meses após a queima.

No ecossistema de campos de altitude, na parte alta do PNI, em que os solos com altos teores de matéria orgânica exercem serviços e funções ecossistêmicas de grande importância, os estudos sobre efeitos da queima prescrita sobre as frações da matéria orgânica do solo são ainda mais importantes.

2.6 Análises Espectroscópicas e Frações da Matéria Orgânica do Solo

A espectroscopia é definida por Silverstein et al. (1994) como sendo a análise da relação entre a energia eletromagnética e a matéria, sendo gerado um espectro baseado em alguma forma de radiação e/ou frequência. Segundo Preston (2001), a primeira utilização da espectroscopia em estudos com amostras de solo se deu em 1981. Desde então, o seu uso tem se tornado cada vez mais comum, relacionando com atributos físicos do solo (Doto et al., 2014; Ferraresi et al., 2012; Franceschini et al., 2013) e as estruturas químicas das substâncias húmicas (Garcia et al. 2019; Santos et al., 2021; Souza et al., 2021; Li et al., 2019). A obtenção de resultados satisfatórios com a espectroscopia por ressonância magnética nuclear (RMN) e infravermelho para a caracterização das estruturas das substâncias húmicas (SH), vem sendo o principal motivo para o aumento no número de trabalhos com esses métodos.

A técnica de RMN consiste na notação da energia necessária para atingir o estado de ressonância do núcleo de cada átomo, quando aplicado um campo magnético. Segundo Pretsch et al. (2009), ao se aplicar o campo magnético no núcleo do átomo, o efeito gerado pode ser na mesma orientação do campo ou no sentido contrário.

Como resultado da RMN são obtidos espectros, com distintos sinais em regiões que identificam diferentes grupamentos funcionais, cuja intensidade é avaliada a partir da área dos picos que cada região apresenta (Mao et al., 2017). A formação do espectro é expressa em ppm (eixo x), com variação de -50 a 240, e no eixo y é representada a intensidade do grupamento. Ainda, se utiliza a transformada de Fourier nos espectros de RMN ^{13}C para diminuir a relação sinal-ruído, enfatizando os picos de grupamentos (Preston, 2001). As regiões integradas que representam cada grupo são: Carbonos alquílicos não funcionalizados (CA_{alquil-H,R}), 0–45 ppm; Cmetoxilas e N–alquil-C (CA_{alquil-O,N}), 45–60 ppm; O–alquil C (CA_{alquil-O}), 60–90 ppm; di– O–alquil C (carbono anoméricos) (CA_{alquil-di-O}), 90–110 ppm; carbono aromático (CA_{aromático-H,R}), 110–140 ppm; O,N–aromático C (CA_{aromático-O,N}), 140–160 ppm; carboxila C (CCOO–H,R), 160–185 ppm e carbonilas C (CC=O), 185–230 ppm (Keeler et al. 2006; Simpson and Simpson 2017; Song et al. 2008).

A espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR-ATR), assim como o RMN do ^{13}C via CP/MAS, são representadas em espectros, em que os gráficos apresentam a correlação entre radiação gerada pela onda de IV e a intensidade atingida, podendo ser expressa em absorvância ou transmitância (Stevenson, 1994). O FTIR é capaz de identificar os grupamentos funcionais e a área que representam no espectro e, dessa forma, pode-se calcular o índice de aromaticidade e alifaticidade das amostras (Dick et al., 2008). Segundo Santos et al. (2008) a importância da utilização de técnicas espectroscópicas se baseia na possibilidade de ao utilizá-las em conjunto, com RMN e IV, ambas se complementarem para identificar os grupamentos funcionais.

As SH são representadas como supramoléculas formadas a partir do auto arranjo de moléculas menores, as quais são estabilizadas por interações consideradas fracas (Van der Waals, ponte de hidrogênio e interações hidrofóbicas) (Piccolo, 2001), ocasionando estabilização física a essas moléculas. Muitos trabalhos que analisam as SH seguem o método proposto por Benites et al. (2003), baseado na análise quantitativa das frações. As SH são divididas em três frações: ácidos fúlvicos, solúveis em meio alcalino e ácido, formados principalmente por associação de moléculas hidrofílicas, com maior quantidade de grupamentos funcionais ácidos, possuindo maior solubilidade e mobilidade. Já os ácidos húmicos possuem maior quantidade de compostos hidrofóbicos, maior teor de carbono e menor de hidrogênio, com mais compostos aromáticos, ou seja, menos reativos (Piccolo, 2001; Primo et al., 2011). E por último, a humina possui grande hidrofobicidade e grande interação com partículas minerais (Garcia et al., 2019).

A quantificação e comparação dos teores e relações entre as frações das substâncias húmicas permitem inferir sobre o grau de decomposição da matéria orgânica em diferentes tratamentos de sistemas de cultivo (Fontana et al., 2005; Gazolla et al., 2015), entre outros usos. Porém, ao quantificar as frações, não se avalia o conceito da estrutura-propriedade-função para caracterizar as mudanças acarretadas por práticas de origem antrópicas no solo (Garcia et al., 2019; Souza et al., 2021). Os ácidos húmicos são considerados como uma fração intermediária, quanto a labilidade das frações das SH, devido ao fato de poder estar presente tanto na solução do solo como em associação a fração mineral (Stevenson, 1994). Assim, a avaliação de sua estrutura vem se mostrando representativa para inferir sobre os efeitos diretos e indiretos nas substâncias húmicas no solo, onde a análise espectral informa sobre as propriedades e funções observadas no solo (García et al., 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização da Área de Estudo

O Parque Nacional de Itatiaia está localizado na Serra da Mantiqueira, seus limites geográficos estão compreendidos entre as latitudes 22°16' à 22°18' S e longitudes 44°34' à 44°42' W, situados entre os Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, próximo da divisa com o Estado de São Paulo. A Unidade de Conservação abrange parte dos municípios de Resende e Itatiaia, na porção fluminense do Parque, de onde se tem o principal acesso à parte baixa do PNI e a sede administrativa, e na sua parte mineira os municípios de Bocaina de Minas e Itamonte (Gonzaga et al., 2017), a partir dos quais se acessa à parte alta do PNI.

A área de estudo está localizada na parte alta do PNI, próximo ao setor de trilhas chamado de Circuito Asa de Hermes. Com aproximadamente 6 hectares, a área foi selecionada pela equipe de Manejo Integrado do Fogo (MIF) do PNI (Figura 1).

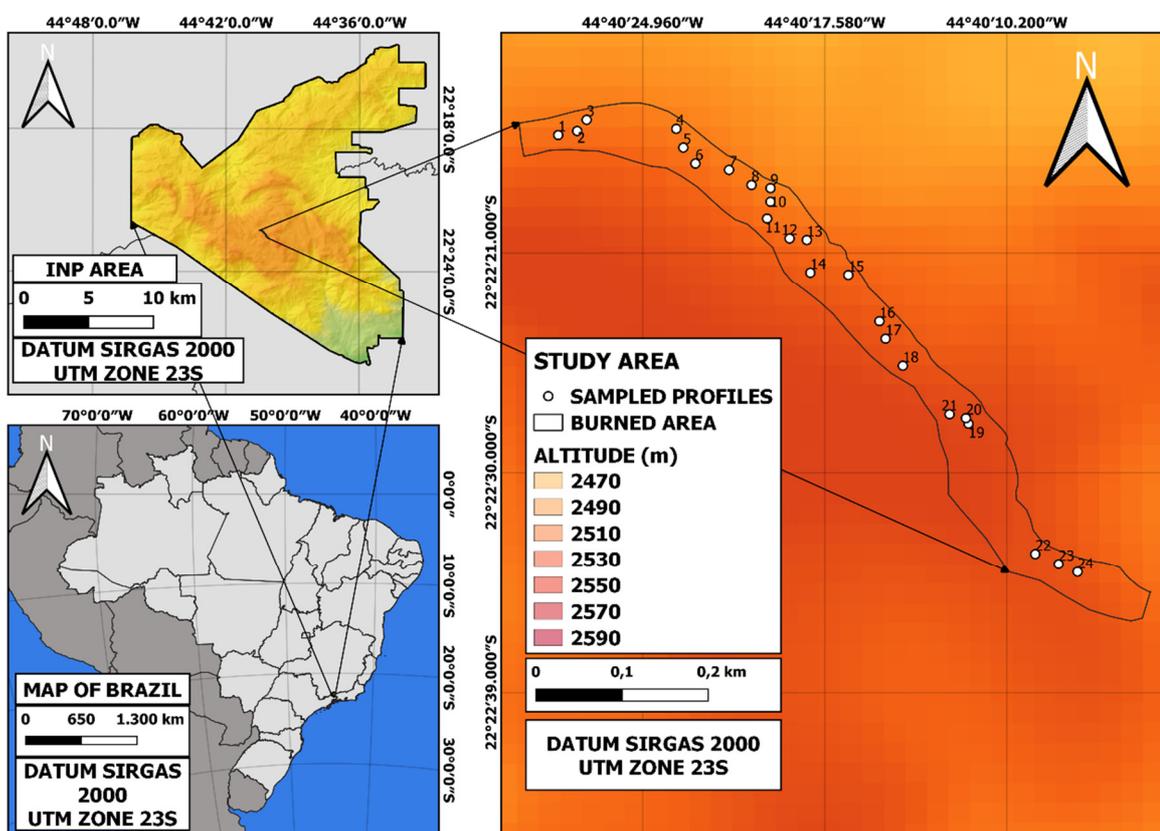


Figura 1. Localização do Parque Nacional de Itatiaia, na região sudeste do Brasil, e da área de estudo na parte alta do PNI.

Na região do PNI verifica-se clima subtropical com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos, classificado segundo Köppen como, Cwa. A precipitação média anual é de 2.300 mm e temperatura média de 16°C. A precipitação pluviométrica e a temperatura diária, no período de janeiro de 2019 a janeiro de 2020, quando se realizou o experimento e nas datas de coletas, são apresentadas na Figura 2.

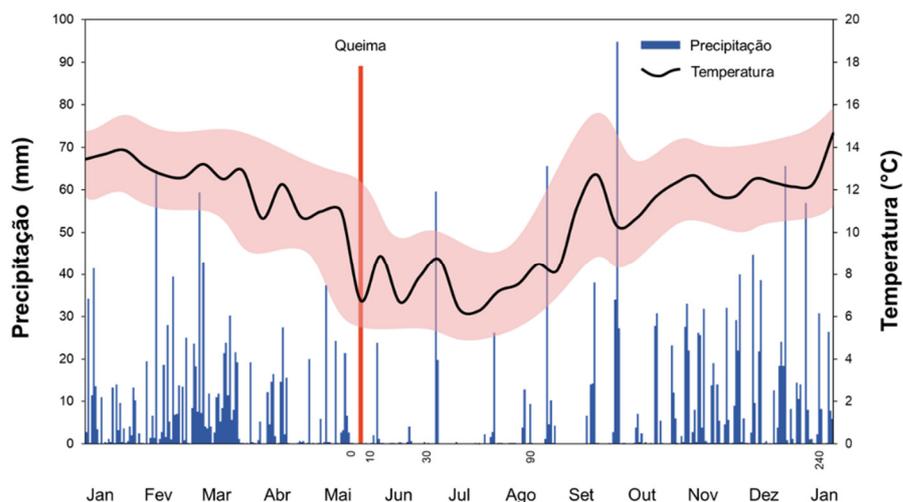


Figura 2. Valores de precipitação e temperatura média registrados na estação meteorológica de Itatiaia, no período de janeiro de 2019 a janeiro de 2020.

3.2 Amostragem do Solo

As amostras de solo foram coletadas em 2019, sendo que nestas foram avaliados os parâmetros químicos e os relativos à matéria orgânica do solo, antes da queima prescrita e ao longo de um tempo pré-definido após a queima. A primeira coleta, antes da queima, constitui momento de referência das condições originais dos solos. Em sequência, foram feitas coletas aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima. As amostras de solo foram obtidas em oito pontos ao longo de uma encosta e, em cada ponto, foram abertas três trincheiras de cerca de 0,40 m de profundidade, situadas 20 m distantes umas das outras (Figura 3).



Figura 3. Área de estudo na parte alta do PNI. A - Campos de altitude; B - detalhes de trincheira e do local de amostragem de solo para análises químicas e físicas; C e D imagens da área aos 10 e 240 dias após a queima, respectivamente.

Nas trincheiras foram coletadas 3 amostras simples para formar as amostras compostas de cada um dos 8 pontos. Em cada trincheira, as amostras foram coletadas em 3 profundidades, 0-0,1m; 0,1-0,2m e 0,2-0,4m; sendo amostras indeformadas para a densidade do solo (análise física) e deformadas para demais análises. Ao final foram amostrados, em cada período de coleta, 8 amostras compostas em 3 profundidades, totalizando 24 amostras deformadas e 24 indeformadas por época de coleta, sendo levadas ao laboratório.

3.3 Análises do Solo

3.3.1 Análises físicas

A densidade do solo foi calculada a partir de amostras indeformadas, com utilização de anel volumétrico (Kopecky) pela secagem do material de solo contido no amostrador, em estufa à 105°C até que o material atinja massa constante. Sendo usada a equação $D_s = M_s/V_s$, em que D_s é a densidade do solo, M é a massa da amostra seca e V é o volume da amostra coletado com o anel de Kopecky (Teixeira et al., 2017).

3.3.2 Análises químicas

As amostras de solo, deformadas, foram secadas e peneiradas a 2,0 mm, obtendo-se assim a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA), que foi utilizada para as seguintes análises químicas.

a) Complexo sortivo

O pH em água foi determinado em suspensão, na razão solo-líquido de 1:2,5. A determinação de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis foi realizada com o extrator solução de cloreto de potássio (KCl) 1 mol L⁻¹, em proporção solo:solução de 1:10. Para a determinação de sódio e potássio trocáveis (Na^+ e K^+) foi utilizada a solução conhecida como Duplo-Ácido ou Norte Carolina, na proporção solo:solução 1:1. A acidez potencial do solo (H+Al) foi avaliada a partir de extrato na proporção solo:solução de 1:15. Com base no resultado das análises foram calculadas a soma de bases (SB) e a saturação por bases (V%).

Essas análises foram realizadas segundo Teixeira et al. (2017).

b) Carbono orgânico e carbono total

O carbono orgânico do solo foi determinado por meio de digestão via úmida, segundo Yeomans e Bremner (1988) e o carbono total pelo método de combustão a seco por analisador CHN elemental analyzer (TrueSpec Series: Carbon, Hydrogen, Nitrogen Elemental, Macro) (Nelson & Sommers, 1986).

c) Fósforo disponível

Para a determinação de fósforo (P) disponível foi feita a extração com solução de Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) utilizada na razão solo:solução 1:1. Essa análise foi realizada segundo metodologia descrita em Teixeira et al. (2017).

3.3.3 Nitrogênio total e estoques de carbono e nitrogênio no solo

Para os estoques de C e N, foram utilizados os valores de D_s (Teixeira et al., 2017) e de C e N total (Nelson & Sommers, 1986), sendo calculados pelo método de massa equivalente (Ellert & Bettany, 1995).

A equação utilizada para o cálculo de estoque de carbono foi
[Teor de C (g kg^{-1}) x E x D].

A fórmula utilizada para o cálculo de estoque de nitrogênio foi
[Teor de N (g kg^{-1}) x E x D].

Em que, E = espessura da camada (dm) e D = densidade do solo (kg dm^{-3}) na camada.

3.3.4 Extração e quantificação das frações das substâncias húmicas e carbono lábil

Para a extração, foi utilizado o método proposto por Benites et al. (2003), com separação das frações: humina (HUM), ácido fúlvico (AF) e ácido húmico (AH) (extração com hidróxido de sódio $0,1 \text{ mol L}^{-1}$), e quantificação das frações segundo Yeomans & Bremner (1988). Em síntese, o método de fracionamento das substâncias húmicas baseia-se na extração das frações em função de sua solubilidade em soluções de diferentes valores de pH. Ainda foram calculados a partir das frações extraídas e quantificadas, AF/AH e HUM/AE (AE, extrato alcalino = AH+AF).

O carbono lábil do solo (CL) foi obtido pelo método de oxidação da MO (POXC) estabelecidos pelo método desenvolvido por Culman et al. (2012).

3.3.5 Extração, purificação e caracterização espectroscópica dos ácidos húmicos

As amostras de solo para estas análises foram coletadas antes da queima (condição original), 10 e 240 dias após a queima, apenas na profundidade de 010 cm, e foram utilizados 3 dos 8 pontos citados no item 3.2, sendo eles P2, P4 e P7.

A extração e fracionamento químico das substâncias húmicas, para obtenção dos ácidos húmicos (AH), bem como sua purificação, foram feitas conforme método da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS) e o protocolo descrito em Swift (1996).

Os espectros ATR-FTIR foram obtidos mediante registro na região de número de onda de 400 a 4000 cm^{-1} com uma resolução espectral de 4 cm^{-1} , coletando em cada medição 32 digitalizações. Foi usado espectrômetro FTIR VERTEX 70/70v (Bruker Corporation, Alemanha) acoplado a dispositivo de reflexão total atenuada (ATR) de platina diamante, consistente em disco de diamante como elemento de reflexão interna. A amostra com 0,25 g de AH liofilizados foi colocada no cristal ATR para registro do espectro e, como espectro branco o registro espectral do ar, antes de cada análise. Para obtenção e registro dos espectros foi usado o *software* OPUS-Bruker. Os espectros foram obtidos por triplicata e submetidos a correção da linha base. O algoritmo “*smoothing*” (Savitsky-Golay) foi utilizado em todos os espectros para aumentar a relação sinal ruído. Os espectros trabalhados foram assinalados em função da localização da banda com a ferramenta “*PeakPicking*”.

A espectroscopia de polarização cruzada com rotação em torno do ângulo mágico RMN de ^{13}C via CP/MAS foi realizada utilizando o aparelho Bruker AVANCE II RMN a 400 MHz, equipado com probe de 4 mm Narrow MAS e operando em sequência de ressonância de ^{13}C a 100.163 MHz. Para a obtenção dos espectros, uma massa de 150 mg de AH foram colocadas em um rotor (porta-amostra) de dióxido de zircônio (ZrO_2) com tampas de Kel-F sendo a frequência de giro de $8 \pm 1 \text{ kHz}$. Os espectros foram obtidos em réplica (cinco por cada amostra) e a temperatura ambiente ($25 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$), pela coleta de mais de 4000 data points para igual número maior de *scans* a um tempo de aquisição de cerca de 34 ms e com *recycle delay* de 5 s e sequência de pulso cp.av (1H 90°) (para evitar o efeito de saturação de sinais, os experimentos prévios mostraram tempo de relaxação longitudinais inferiores e 25 ms). O tempo de contato para a sequência em rampa de 1H ramp foi de 2 ms para contornar incompatibilidades

Hartmann-Hahn. A coleta e elaboração espectral foi feita com o *software* Bruker Topspin 2.1 com janela de aquisição de -50 ppm até 300 ppm. Os decaimentos livres de indução (FID) foram transformados aplicando zero filling igual a 4 k, com ajuste posterior por função exponencial (line broadening) de 70 Hz.

Os espectros foram divididos em oito regiões de deslocamentos químicos, cujas áreas foram determinadas após a integração de cada região e expressas como porcentagens da área total. Os deslocamentos químicos ^{13}C foram calibrados em relação ao tetrametilsilano (0 ppm) e à glicina (COOH = 176,08 ppm). As regiões foram atribuídas da seguinte forma: CAquil-H,R de 0-46 ppm; CAquil-O,N de 46-59 ppm; CAquil-O de 59-91 ppm; CAquil-di-O de 91-110 ppm; CAromatico-H,R de 110-142 ppm; CAromatico-O,N de 142-156 ppm; CCOO-H,R de 156-186 ppm e CC=O de 186-230 ppm. A razão entre os índices de hidrofobicidade e hidrofiliidade (HB / HI) foi calculada da seguinte forma: $\text{HB} / \text{HI} = (0-46 \text{ ppm}) + (110-156 \text{ ppm}) / (46-110 \text{ ppm}) + (156-186 \text{ ppm})$. O índice de aromaticidade foi determinado pela soma dos carbonos aromáticos (CAromatico-H,R e CAromatico-O,N) expressa como porcentagem da área total, e o índice de alifaticidade subtraindo-se a aromaticidade de 100%.

3.4 Análise de Dados e Quimiometria

Na análise dos dados foi utilizada análise estatística descritiva (média e desvio padrão) e análise multivariada (análise de componentes principais), uma vez que este é um estudo mensurativo com pseudo-repetições. Para as análises foi utilizado o programa R (R TEAM, 2018). No tratamento estatístico para as análises de componentes principais (PCA) foi utilizado o programa CANOCO *statistical package* (Ter Braak and Smilauer, 2002).

As análises quimiométricas foram feitas com o auxílio do software Unscrambler X 10.3 package (Camo Software AS Inc., Oslo, Norway). O carregamento dos espectros RMN de ^{13}C via CP/MAS gerou matriz inicial de *samples:variable* (06 x 4096). A matriz RMN de ^{13}C via CP/MAS foi plotada em linha para inspeção visual e, depois, a matriz foi transformada mediante “*normalization*”, para dimensionar e garantir que todas as análises fossem feitas com os espectros na mesma escala, 10 “*smoothing*”, diminuindo o ruído dos espectros e com a correção da linha base (*baseline correction-baseline offset-linear baseline correction*).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Atributos Edáficos

Os resultados das análises dos atributos do solo, pH e conteúdo de cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na) e potássio (K), em área submetida à queima prescrita, em diferentes tempos e profundidades de amostragem, são apresentados na Figura 4.

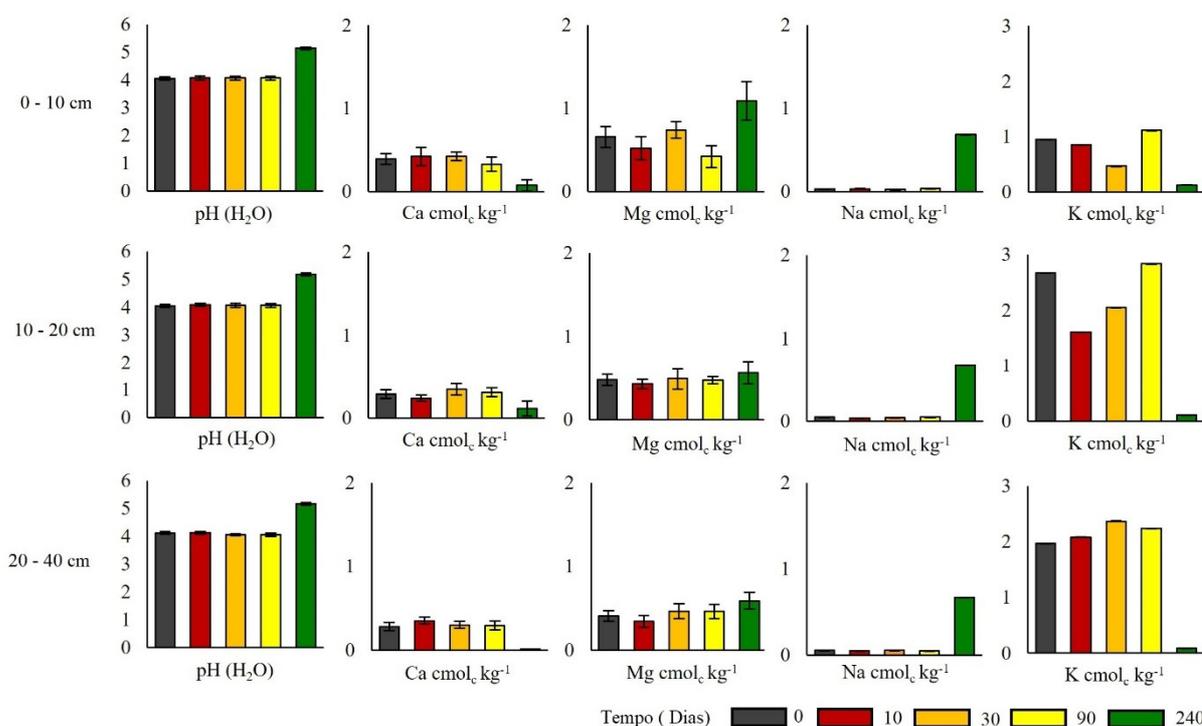


Figura 4. Valores médios e desvio padrão (DP) para pH e bases trocáveis de amostras de solo, antes e aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita em área de campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

As maiores variações nos atributos químicos foram observadas nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, indicando a maior sensibilidade dessas camadas superficiais do solo aos efeitos do fogo. Nos valores de pH, observou-se padrão semelhante nas três camadas e em todos os tempos de coleta. Até 90 DAQ não foram verificadas diferenças em relação aos valores de pH antes da queima ($4,0 \pm 0,1$; $4,0 \pm 0,1$; $4,1 \pm 0,1$). Já aos 240 DAQ os valores de pH aumentaram nas três camadas ($5,1 \pm 0,1$; $5,2 \pm 0,1$; $5,2 \pm 0,1$), sendo maiores do que os observados antes da queima nas três profundidades (Figura 4).

Em seus estudos, Switzer et al. (2012), avaliando o efeito da queima em solos na região de Cranbrook, Canadá, e Scharembroch et al. (2012), estudando o efeito da queima prescrita em solos de Illinois, nos Estados Unidos da América, encontraram resultados semelhantes, aos observados neste estudo. Fonseca et al. (2017) analisando os valores de pH do solo, porém em tempos diferentes (dois meses e seis meses após a queima), também verificaram padrão similar aos encontrados. Os autores relacionam esse aumento do pH a liberação dos nutrientes presentes nas cinzas e ao aumento dos teores de cátions básicos. O resultado no presente estudo, pode estar relacionado com o fato de que cerca de 150 dias após a queima houve um evento de chuvas na área, contribuindo para a solubilização de nutrientes nas cinzas, de íons de natureza básica, com o aumento o pH, assim como nos estudos citados.

Para os cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) também foram observados padrões de variação similar nas três camadas. Para os teores de Ca^{2+} até os 90 DAQ, nas camadas de 0-10 e 20-40 cm, não foram verificadas diferenças em comparação aos valores antes da queima ($0,39\pm 0,1$; $0,28\pm 0,1$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$). Já aos 30 DAQ observou-se aumento dos valores na camada de 10-20 cm ($0,34\pm 0,1$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), voltando a diminuir aos 240 DAQ em todas as camadas ($0,08\pm 0,1$; $0,11\pm 0,2$; $0,05\pm 0,1$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$). Os teores de Mg^{2+} reduziram em todas as camadas aos 10 DAQ ($0,52\pm 0,3$; $0,43\pm 0,1$; $0,34\pm 0,1$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), porém, aos 240 dias foram verificados valores superiores ($1,09\pm 0,5$; $0,56\pm 0,3$; $0,59\pm 0,2$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) aos observados antes da queima ($0,66\pm 0,2$; $0,48\pm 0,1$; $0,41\pm 0,1$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$).

Quanto os teores de Na^+ , estes não diferiram até os 90 DAQ em relação aos valores antes da queima nas três profundidades ($0,03\pm 0,01$; $0,05\pm 0,01$; $0,05\pm 0,01$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), aumentando em todas as camadas aos 240 DAQ ($0,13\pm 0,03$; $0,11\pm 0,02$; $0,09\pm 0,03$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$). Para o K^+ , observou-se um padrão semelhante nas camadas mais superficiais, com redução até 30 DAQ na camada 0-10 cm ($0,47\pm 0,1$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e aos 10 DAQ na camada 10-20 cm ($1,61\pm 1,2$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), atingindo os maiores valores da série temporal aos 90 DAQ ($1,12\pm 1,4$; $2,84\pm 1,5$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e redução aos 240 DAQ ($0,13\pm 0,03$; $0,11\pm 0,02$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$). Na camada de 20-40 cm os teores de K^+ aumentaram até os 30 DAQ ($2,37\pm 1,3$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), reduzindo em seguida, até os 240 DAQ ($0,09\pm 0,03$ $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$).

Segundo Silva Neto et al. (2018), em estudo de caracterização paleoambiental no PNI, predomina como material de origem dos Organossolos e outros solos ricos em matéria orgânica a rocha nefelina-sienito (rocha ígnea alcalina). Desta forma, pelo que foi observado nos teores de Mg^{2+} , que também aumentaram aos 240 DAQ, é possível associar o aumento do pH e dos teores de Mg^{2+} a este material de origem, aportando maior teor desse nutriente para a vegetação, que, após a solubilização das cinzas, foi adicionado ao solo.

Os valores dos cátions básicos antes da queima, nas três profundidades, seguem a sequência $\text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+$ (Figura 4). Esse padrão permanece nas demais épocas de amostragem, exceto 30 DAQ na camada 0-10 e 240 DAQ em todas as camadas. Esse resultado também pode ser relacionado ao embasamento cristalino de nefelina-sienito, cuja composição mineralógica é rica em K^+ e Na^+ , podendo assim levar a maior absorção desses elementos pela vegetação local. Os valores de Na^+ aumentaram, e os de Ca^{2+} e K^+ diminuíram aos 240 DAQ.

Em seus estudos com queima prescrita, Úbeda et al. (2005) e Fonseca et al. (2017), em pradarias de montanhas mediterrâneas na Espanha e Portugal, respectivamente, ao analisarem os valores de K^+ , observaram redução nos níveis desse nutriente. Os autores atribuem a redução do K^+ aos processos de lixiviação e erosão, como também ao consumo médio de K^+ pela vegetação que cresceu rapidamente entre 6 meses a 1 ano após a queima, sendo observado aumento em profundidade do K^+ em todos os períodos após a queima e a drástica diminuição aos 240 DAQ, indicando a sua possível saída do sistema, padrão similar foi observado para o Ca^{2+} . Esse rápido crescimento da vegetação após a queima foi também observado neste estudo.

Em áreas submetidas a queima, é comum o aumento nos teores de bases e recuperação rápida da vegetação imediatamente após o evento, em função da adição dos nutrientes nas cinzas, que são disponibilizados para o solo. Em estudo comparando áreas de mata com e sem queima, Mesquita et al. (2020) observaram maiores teores de Ca^{2+} , Mg^+ e K^+ na área com queima. Em contrapartida, com o passar do tempo, os efeitos das chuvas e dos processos erosivos, acarretaram na diminuição dos teores desses elementos, mais facilmente lixiviados (Knicker, 2007; Redin et al., 2011). Segundo Alcañiz et al. (2016) o aumento de forma abrupta de determinados nutrientes no solo pode ser explicado pela mineralização da matéria orgânica proveniente da biomassa vegetal.

Os resultados das análises dos atributos do solo: soma de bases (SB) e saturação por bases (V%); teores de acidez potencial (H+Al), alumínio trocável (Al) e fósforo (P), em g kg^{-1} ;

na área submetida à queima prescrita, em diferentes tempos e profundidades de amostragem, são apresentados na Figura 5.

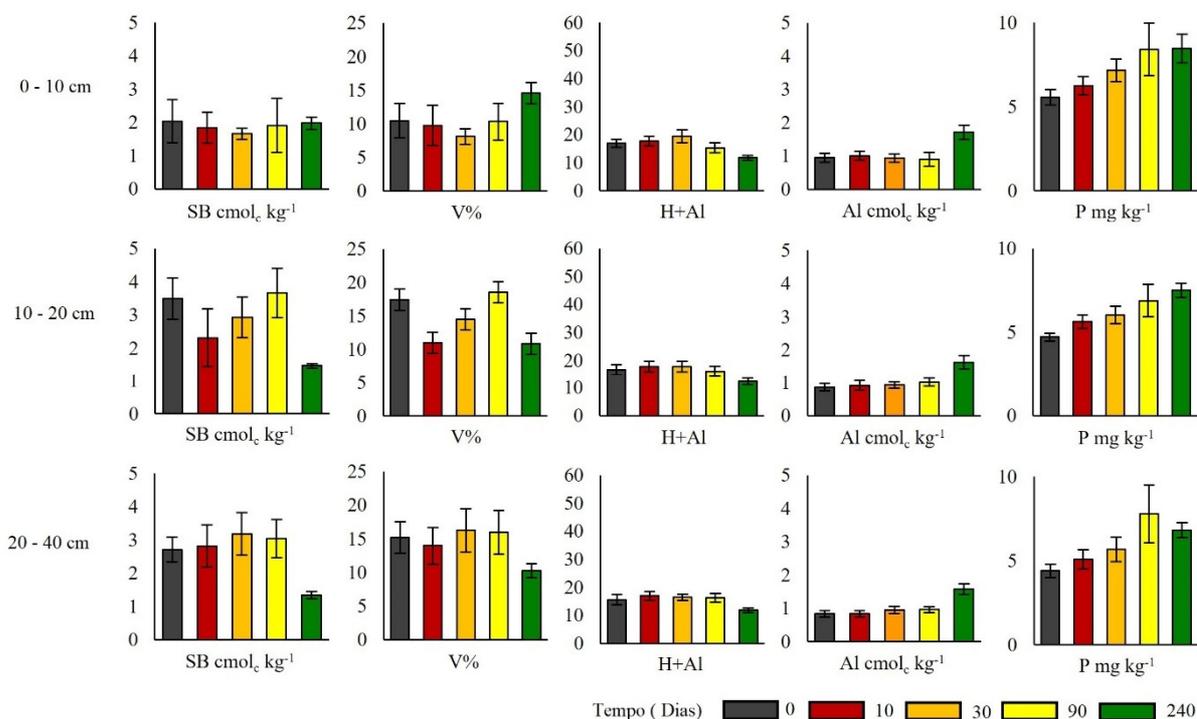


Figura 5. Valores médios e desvio padrão (DP) para soma de bases (SB) saturação por bases (V%), acidez potencial, Al³⁺ e teores de P de amostras de solo, antes e aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita em área de campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

Para o atributo soma de bases (SB) foi observado padrão diferenciado nas três profundidades. Na camada de 0-10 cm os valores de SB reduziram até os 30 DAQ ($1,66 \pm 0,3$ cmol_c kg⁻¹), aumentando em seguida até os 240 DAQ ($1,98 \pm 0,07$ cmol_c kg⁻¹). Para a camada de 10-20 cm, a SB reduziu imediatamente após a queima ($2,31 \pm 1,7$ cmol_c kg⁻¹), aumentando em seguida até os 90 DAQ ($3,66 \pm 1,5$ cmol_c kg⁻¹) e reduzindo aos 240 DAQ ($1,47 \pm 0,1$ cmol_c kg⁻¹). Já na camada de 20-40 cm os valores de SB aumentaram após a queima até os 30 DAQ ($3,18 \pm 1,3$ cmol_c kg⁻¹), reduzindo em seguida até os 240 DAQ ($1,34 \pm 0,2$ cmol_c kg⁻¹).

Tal como para SB, a saturação por bases (V%) apresentou padrão diferenciado para as três profundidades. De 0-10 cm o V% reduziu até 30 DAQ (8 ± 2 %), aumentando em seguida até os 240 DAQ (15 ± 3 %). Nas camadas de 10-20 e 20-40 cm nota-se redução aos 10 DAQ (11 ± 8 ; 14 ± 5 %), seguida por aumento aos 90 DAQ na camada de 10-20 cm (19 ± 7 %) e aos 30 DAQ na camada de 20-40 cm (16 ± 6 %). Aos 240 DAQ, os valores de V% nessas camadas reduziram (11 ± 2 ; 10 ± 2 %) e foram menores que antes da queima (17 ± 6 ; 15 ± 5 %).

Foi observada variação dos valores de soma de bases (SB) e saturação por bases (V%) quando comparada a camada superficial (0-10 cm) e as subsuperficiais (10-20 e 20-40 cm) (Figura 5). A redução aos 240 DAQ, em todas as camadas, está relacionada às perdas de cátions básicos por lixiviação, principalmente o K⁺ (Figura 4) devido à maior frequência de chuvas após 90 DAQ (Figura 2). O K⁺ é mais móvel no solo quando comparado com os outros cátions. Assim sendo, a rápida translocação deste elemento contribui para o aumento dos valores de SB em profundidade aos 90 DAQ (10-20 cm) e 30 DAQ (20-40 cm) (Figura 5). Em estudo de variação de atributos químicos do solo em área submetida a queima prescrita no Parque

Nacional de Montesinho, na Espanha, Fonseca et al. (2017) observaram que o valor de SB diminuiu após o fogo em todas as profundidades.

Os valores de acidez potencial (H+Al) mostram tendência de aumento até 30 DAQ, seguida de redução aos 240 DAQ em todas as profundidades (12 ± 2 ; 12 ± 2 ; 12 ± 2), atingindo níveis inferiores ao de antes da queima (17 ± 3 ; 17 ± 4 ; 16 ± 3). Com relação ao alumínio trocável (Al^{3+}), observou-se o mesmo padrão nas três profundidades. Até 90 DAQ não houve variação, comparando aos valores antes da queima ($0,95\pm 0,3$; $0,86\pm 0,2$; $0,84\pm 0,2$ $cmol_c\ kg^{-1}$). Aos 240 DAQ os teores de Al aumentaram nas três camadas ($1,72\pm 0,4$; $1,64\pm 0,4$; $1,58\pm 0,3$ $cmol_c\ kg^{-1}$).

A variação nos teores de Al trocável apresentou padrão distinto em comparação a acidez potencial (Figura 5). Os teores de Al foram maiores aos 240 DAQ do que antes da queima. Não foi observada variação nos valores de acidez trocável, sendo estes ligeiramente menores aos 240 DAQ. O aumento dos teores de Al^{3+} aos 240 DAQ pode ser relacionado à redução do conteúdo de matéria orgânica nesse período, indicada pelos menores valores de COT aos 240 DAQ. A matéria orgânica tem a capacidade de complexar Al^{3+} e reduzir seu efeito negativo sobre as plantas, especialmente em Organossolos (Ebeling et al., 2008). O elevado teor de MOS nos solos do PNI favorece complexação do Al^{3+} em seus radicais carboxílicos e fenólicos, diminuindo assim o efeito da toxidez de Al^{3+} para os vegetais (Valladares et al., 2008). O início da estação chuvosa (aproximadamente aos 150 DAQ) (Figura 2) também pode ter contribuído para o aumento relativo dos teores de Al^{3+} pela redução de teores de bases trocáveis de fácil lixiviação no solo.

A variação dos teores de P é semelhante nas três profundidades, com tendência de aumento ao longo do tempo até 240 DAQ. Em todas as camadas, os maiores valores de P foram observados aos 240 DAQ ($8,5\pm 1,7$; $7,5\pm 0,8$; $6,8\pm 0,9$ $mg\ dm^{-3}$), sendo superiores aos observados antes da queima ($5,6\pm 0,9$; $4,7\pm 0,5$; $4,4\pm 0,8$ $mg\ dm^{-3}$).

Quanto aos teores de fósforo, nota-se padrão crescente no decorrer do tempo após a queima (Figura 5); concordante com padrão verificado por Úbeda et al. (2005), avaliando solos do Mediterrâneo submetidos a queima prescrita. Os autores observaram que os níveis de fósforo foram maiores um ano após a queima prescrita e significativamente diferentes dos valores pré-incêndio. Alguns estudos indicam que o teor de fósforo tende a aumentar pela mineralização das formas orgânicas das quais este elemento faz parte. Também pode ter havido a contribuição das cinzas adicionadas ao solo, contribuindo para o aumento de P na camada superficial após a queima (Huseyin, 2006; Pereira et al., 2012; Fonseca et al., 2017).

No estudo de Alcaniz et al. (2016), em área de floresta mediterrânea, foi também observado aumento no teor de fósforo após a queima, porém esse efeito foi temporário, com redução um ano após o procedimento de queima prescrita. Já Arocena & Opio (2003) observaram, em seu estudo em floresta subboreal, que o conteúdo de fósforo extraível não foi significativamente afetado pelo fogo prescrita, na camada superficial do solo.

4.2 Carbono e Nitrogênio Total, Relação C/N, Carbono Orgânico Lábil (CL) e Carbono Orgânico Total (COT)

Os valores de carbono e nitrogênio total, carbono orgânico lábil (LOC) e carbono orgânico total (COT), em $g\ kg^{-1}$ e a relação C/N, na área submetida à queima prescrita, em diferentes tempos e profundidades de amostragem, são apresentados na Figura 6.

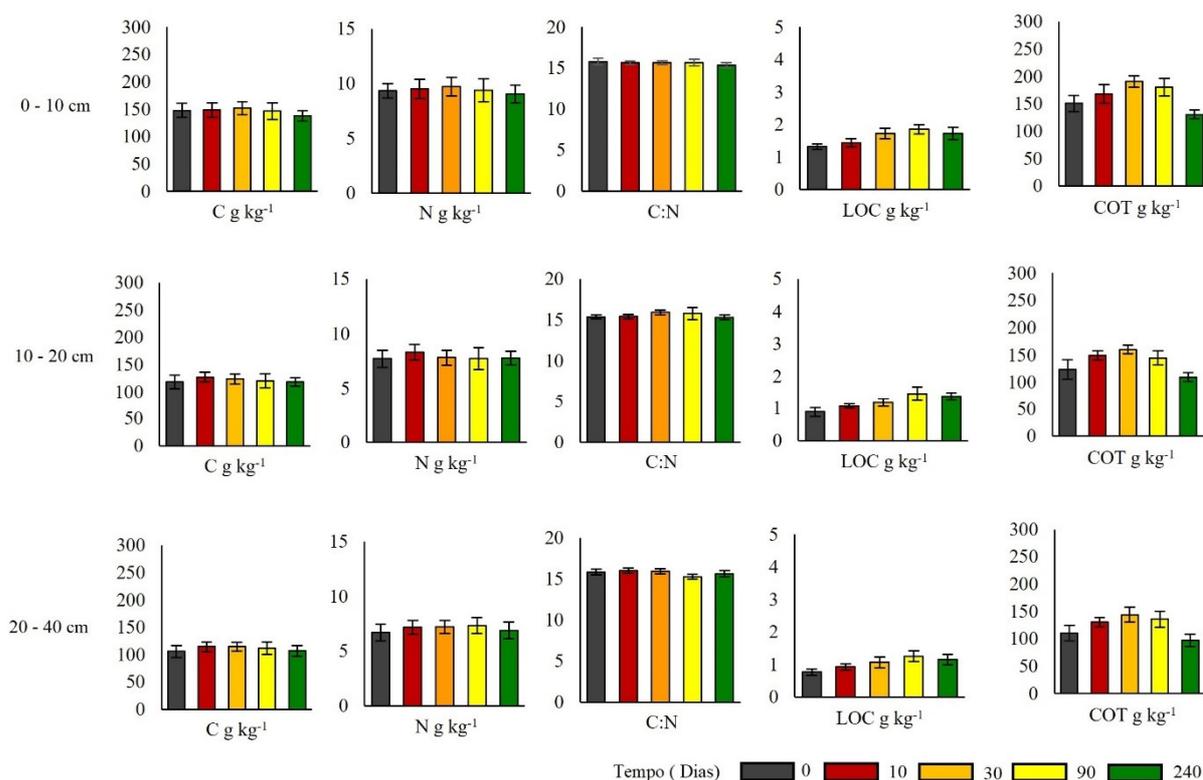


Figura 6. Valores médios e desvio padrão (DP) para os teores de carbono e nitrogênio total (CHN), relação C/N, carbono lábil (LOC) e carbono orgânico total (COT), de amostras de solo, antes e aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita em área de campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

Para os valores de C, N e C/N não foram observadas variações nas profundidades avaliadas. Para C, nas camadas de 0-10 cm e de 20-40 cm, os maiores valores foram observados aos 30 DAQ ($151,7 \pm 11,7$; $114,4 \pm 7,9$ g kg⁻¹), enquanto na camada de 10-20 cm o maior teor foi observado aos 10 DAQ ($127,5 \pm 9,0$ g kg⁻¹). Nas camadas mais superficiais os menores teores de C foram verificados aos 240 DAQ ($138,1 \pm 9,5$; $118,5 \pm 7,2$ g kg⁻¹). Para os valores de N, não foi observado um padrão nas diferentes profundidades. Na camada de 0-10 cm ocorre aumento até os 90 DAQ ($9,7 \pm 0,9$ g kg⁻¹) seguido de redução até os 240 DAQ, onde foram verificados os menores valores ($9,1 \pm 0,8$ g kg⁻¹). Quanto à relação C/N foram observados os menores valores nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm aos 240 DAQ ($15,3 \pm 0,3$ g kg⁻¹).

Os valores de C lábil (LOC) aumentaram de forma linear em todas as profundidades até os 90 DAQ ($1,86 \pm 0,3$; $1,46 \pm 0,4$; $1,25 \pm 0,3$ g kg⁻¹), com redução aos 240 DAQ ($1,73 \pm 0,4$; $1,39 \pm 0,2$; $1,03 \pm 0,3$ g kg⁻¹), embora com valores superiores aos observados antes da queima ($1,32 \pm 0,2$; $0,9 \pm 0,3$; $0,8 \pm 0,2$ g kg⁻¹). O carbono orgânico lábil (COL) aumentou significativamente aos 90 DAQ na camada 0-10 cm.

Com relação aos teores de COT observou-se padrão similar para três profundidades, com tendência de aumento até os 30 DAQ (191 ± 20 ; 140 ± 59 ; 144 ± 27 g kg⁻¹), seguida por redução em todas as camadas aos 240 DAQ (131 ± 16 ; 110 ± 16 ; 97 ± 23 g kg⁻¹), sendo os valores menores que os observados antes da queima (151 ± 30 ; 124 ± 36 ; 111 ± 29 g kg⁻¹). Verifica-se através da análise dos teores de carbono e nitrogênio total, para ambos, e para a relação C/N que não houve variação significativa ao longo do tempo.

Segundo Neill et al. (2007), a alta umidade do solo não permite que a temperatura no solo se eleve muito durante a queima, o que auxilia para que não haja grande variação nos

conteúdos de C e N após a queima. Li et al. (2021), em função do ambiente e do clima da região do estudo, pode ter sido um dos motivos para a ausência de variação observada. Em estudo com meta-análise, comparando o efeito do fogo em diferentes intensidades sobre os conteúdos de C e N, observaram resultados semelhantes aos desse estudo. Para esses autores, a variação nos teores de C e N não foi significativa e, possíveis perdas são menores quando comparadas a incêndios de alta intensidade. Lavoie et al. (2010) relatam que a variação no conteúdo total de C ainda é pouco compreendida, sendo muito influenciada por fatores como o clima, relevo e solo da região de estudo. Wang et al. (2019), ao compararem duas áreas no oriente asiático, onde foi utilizada a queima prescrita, não observaram diferença nos conteúdos de carbono aos quatro meses após a queima em uma delas. Zhao et al. (2012), analisando o efeito do fogo no conteúdo de C no noroeste da China, com queimas em diferentes épocas e comparando com áreas não queimadas, observaram aumento nos teores de C, sendo explicado pelo incremento da serrapilheira decomposta, ratificando que fatores externos são fundamentais para a resposta nos conteúdos de C.

Para o nitrogênio, San Emeterio et al. (2016), em estudo com fogo controlado, comparando teores de N antes e depois da queima, não encontraram variação significativa nos teores desse elemento. Em função da queima prescrita ser realizada em um determinado tempo, e, assim, a temperatura do solo não atingir valores muito altos, a volatilização de N é baixa (Úbeda et al., 2005), o que explicaria a ausência de variação desse elemento após a prática de queima. Já em outro estudo, os autores relatam que em função da intensidade do fogo e do crescimento da vegetação pode ser observada diminuição dos teores de N após a queima (Afif & Oliveira, 2006), em função da absorção desse nutriente pelas plantas que têm o seu crescimento estimulado após a queima.

Para os teores de carbono orgânico total (COT), verificou-se ligeiro aumento até os 90 DAQ, com diminuição de valores aos 240 DAQ em comparação aos teores antes da queima, em todas as profundidades (Figura 6). No Nordeste da Península Ibérica, Franco et al. (2018) observaram diminuição nos valores de COT na área submetida ao fogo prescrito a médio e longo prazo. Em estudo com queima prescrita em área de pastagem, Wang et al. (2019), observaram aumento nos teores de COT a médio prazo, seguido de diminuição com um ano após a queima prescrita, apresentando valores próximos aos analisados antes da queima. Arunrat et al. (2022), após um ano de queima prescrita, em diferentes áreas, observaram teores de carbono orgânico com pouca variação quando comparados aos valores antes da queima. Esses resultados são similares aos verificados nesse estudo. De acordo com Scharenbroch et al. (2012), um possível aumento de COT após a queima pode estar relacionado ao fato de o solo não ter atingido temperaturas tão elevadas a ponto de causar a oxidação da matéria orgânica, o mesmo para solos que apresentam pouca variação após a queima, onde o conteúdo que se incorpora ao solo, proveniente da biomassa vegetal, equivale ao que é mineralizado em função do fogo, assim não se observa variação nos teores antes e depois da queima.

Quanto ao conteúdo de carbono na fração lábil observou-se aumento aos 240 DAQ (Figura 6). Segundo Six et al. (2002) o aumento do LOC após a queima deve-se a adição de matéria orgânica ao solo ou a diminuição na taxa de decomposição do compartimento mais lábil do C orgânico do solo. Quando a queima prescrita é de baixa intensidade é provável que a entrada de C no compartimento mais lábil aumente, pois há um incremento da incorporação de resíduos no solo provenientes tanto da parte aérea das plantas, quanto da mineralização de frações humificadas (Scharenbroch et al., 2012). Como o carbono lábil possui maior taxa de mineralização, devido a sua fragilidade molecular (Rangel et al., 2008), é normal que haja esse aumento.

4.3 Frações Húmicas da MOS

Os valores de carbono nas frações da matéria orgânica: humina (Hum), ácido fúlvico (AF) e ácido húmico (AF), em g kg^{-1} , e as relações entre as frações, na área submetida à queima prescrita, em diferentes tempos e profundidades de amostragem, são apresentados na Figura 7.

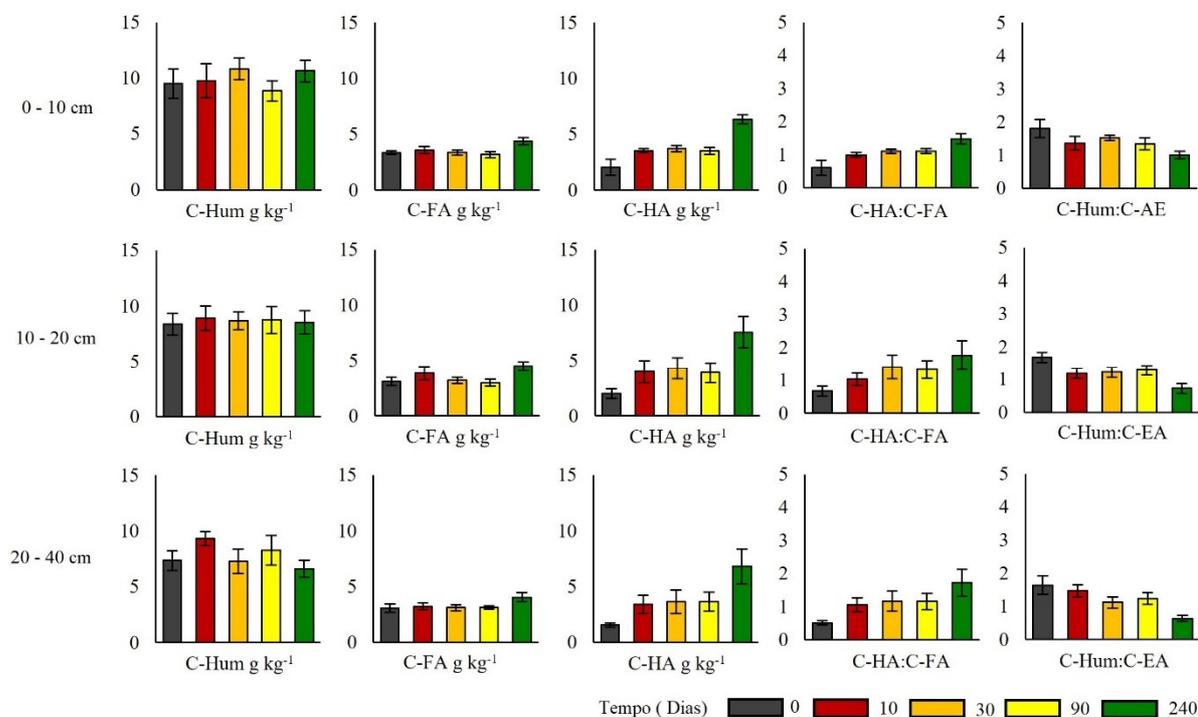


Figura 7. Valores médios e desvio padrão (DP) para os teores de carbono nas frações húmicas (Hum, AF e AH, e relações) de amostras de solo, antes e aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita em área de campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil). Hum: Humina; AF: Ácido Fúlvico; AH: Ácido Húmico; EA: Extrato Alcalino.

Dentre as frações da matéria orgânica do solo, no carbono da Hum não foi observada variação ao longo do tempo. Para o AF, nas três profundidades, os valores foram similares aos observados antes da queima ($3,36 \pm 0,3$; $3,11 \pm 0,8$; $3,09 \pm 0,7 \text{ g kg}^{-1}$) até 90 DAQ, aumentando em seguida aos 240 DAQ ($4,39 \pm 0,7$; $4,52 \pm 0,8$; $4,05 \pm 0,8 \text{ g kg}^{-1}$). De forma semelhante, o carbono da fração AH também foi maior aos 240 DAQ, em todas as profundidades ($6,34 \pm 0,8$; $7,58 \pm 2,8$; $6,8 \pm 3,1 \text{ g kg}^{-1}$). Entre 10 e 90 DAQ, os valores de carbono nos AH apresentaram pouca variação, sendo, no entanto, superiores aos observados antes da queima ($2,04 \pm 1,5$; $2,03 \pm 0,8$; $1,5 \pm 0,4 \text{ g kg}^{-1}$).

Nesse estudo, em todos os tempos avaliados, os teores de carbono na fração Hum foram maiores quando comparados com as demais frações. Segundo Canellas et al. (2003), essa fração apresenta maior recalcitrância em função de estar mais fortemente ligada a fração mineral do solo e assim sendo, é comum que seja predominante.

Alterações nas frações da matéria orgânica são relatadas como efeito comum do fogo nas propriedades do solo. Os teores de carbono nas frações húmicas da MOS foram influenciados pela queima prescrita, com aumento nas frações alcalino-solúveis (ácido húmico e ácido fúlvico) e, conseqüentemente, da relação Hum:EA, nas três camadas avaliadas (Figura 7). O teor de carbono na fração AH aumentou após a queima, com pouca variação até 90 DAQ

e os maiores teores aos 240 DAQ. Por outro lado, o teor de carbono na fração AF apresentou pouca variação após a queima, com aumento significativo aos 240 DAQ.

Segundo González-Pérez et al. (2004), incêndios florestais produzem quantidade considerável de várias formas de carbono, além da modificação térmica de formas previamente existentes no ecossistema. Contudo, as possíveis alterações que a MOS pode ser submetida após a ação do fogo são determinadas também por fatores como condições locais, vegetação e topografia. Portanto, os efeitos observados em solos de ecossistemas naturais após o incêndio florestal são variáveis (Vergnoux et al., 2011). Segundo os autores essas estruturas mais recalcitrantes formadas após a ação do fogo são derivadas dos hidratos de carbono, lipídeos, macromoléculas alquiladas e peptídeos, conseqüentemente, algumas destas estruturas recentemente formadas, inicialmente não humificadas, podem se tornar extraíveis como a fração húmica.

A intensidade do fogo é determinante para que o carbono estocado na biomassa das plantas e no solo seja liberado na atmosfera em forma de gás carbônico (CO₂) e metano (CH₄). Em incêndios florestais, condições do local, como umidade atual e profundidade do solo, podem acarretar a transformação de frações da matéria orgânica mais recalcitrantes e humificadas em frações mais lábeis (González-Pérez et al., 2004). Essa transformação poderia explicar o aumento de carbono lábil (Figura 6) e do carbono nas frações alcalino-solúveis (Figura 7) observados nesse estudo.

4.4 Densidade do Solo, Estoque de Carbono e Estoque de Nitrogênio

Os valores de densidade do solo (Mg m⁻³) e estoques de carbono e de nitrogênio total (Mg ha⁻¹), na área submetida à queima prescrita, em diferentes tempos e profundidades de amostragem, são apresentados na Figura 8.

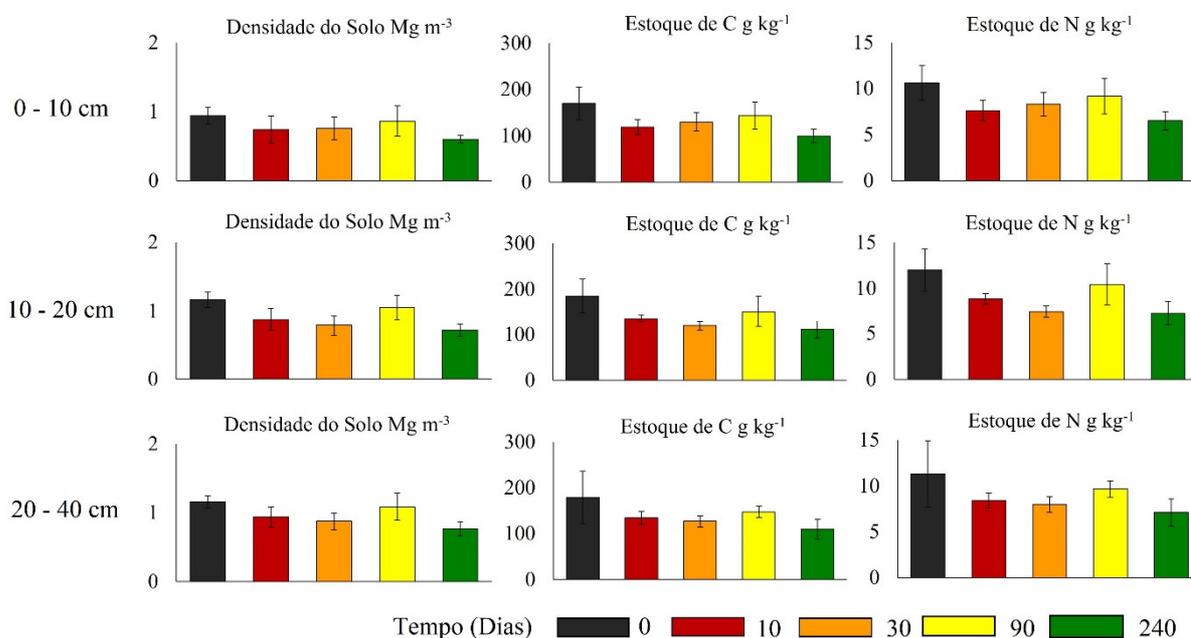


Figura 8. Valores médios e desvio padrão (DP) para a densidade do solo e estoque de carbono e nitrogênio de amostras de solo, antes e aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita em área de campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

Os valores de densidade do solo diminuíram após a queima com posterior aumento aos 90 DAQ ($0,86\pm 0,4$; $1,05\pm 0,3$; $1,08\pm 0,4$ Mg m⁻³) em todas as profundidades, com os menores valores aos 240 DAQ ($0,60\pm 0,1$; $0,71\pm 0,2$; $0,77\pm 0,2$ Mg m⁻³) evidenciado efeito da queima.

Para os estoques de carbono e de nitrogênio observou-se o mesmo padrão da densidade do solo, maiores valores antes de queima (EstC = $169,8\pm 34,7$; $185,5\pm 36,9$; $179,2\pm 57,2$ Mg ha⁻¹; EstN = $10,6\pm 1,9$; $12,00\pm 2,3$; $11,3\pm 3,6$ Mg ha⁻¹) com queda imediatamente após a queima (EstC = $118,8\pm 16,7$; $136,5\pm 7,9$; $134,6\pm 13,6$ Mg ha⁻¹; EstN = $7,62\pm 1,1$; $8,9\pm 0,6$; $8,4\pm 0,8$ Mg ha⁻¹), seguida de aumento aos 90 DAQ ($143,2\pm 29,0$; $151,3\pm 33,5$; $147,6\pm 12,5$ Mg ha⁻¹; EstN = $9,2\pm 1,9$; $10,4\pm 2,2$; $9,7\pm 0,9$) e diminuição aos 240 DAQ (EstC = $99,6\pm 14,5$; $111,4\pm 19,4$; $109,9\pm 21,9$ Mg ha⁻¹; EstN = $6,52\pm 1,0$; $7,3\pm 1,3$; $7,1\pm 1,5$ Mg ha⁻¹), onde foram observados os menores teores para ambos. Este fato pode ser explicado em função da variação do valor de densidade do solo, pois esta é uma das variáveis na equação do cálculo dos estoques.

Quanto aos valores de densidade do solo, pode-se observar os maiores valores antes da queima, ligeira redução aos 10 e 30 DAQ e os menores valores aos 240 DAQ (Figura 8). Neill et al. (2007) observaram diminuição na densidade do solo após 2 anos de queima. Padrão similar foi verificado por Chief et al. (2012), avaliando o conteúdo de matéria orgânica e densidade, em que observaram diminuição da Ds e pouca variação no conteúdo de carbono. Uma das explicações possíveis para esse padrão é a alteração na agregação do solo, pela elevação da temperatura durante a queima levando a expansão e contração do material de solo, à medida que ocorre a evaporação da água, com conseqüente alteração na porosidade. Porém, para avaliar esse efeito, deveríamos ter avaliado a agregação do solo e macro e micro porosidades na área de estudo, o que é complexo pela alta variabilidade desses atributos, em especial em solos orgânicos.

O padrão observado para densidade do solo foi o mesmo verificado para os estoques de carbono e de nitrogênio em todas as profundidades (Figura 8). Observou-se redução dos valores de estoque de carbono quando comparados antes e após os 240 DAQ, com os menores valores no último período de avaliação. Resultados similares foram observados por Fonseca et al. (2021), avaliando o efeito do fogo na dinâmica do armazenamento de carbono em áreas de montanha; porém a principal causa deste padrão foi a diminuição no conteúdo de carbono. Jhariya et al. (2021), ao compararem áreas afetadas por incêndios e áreas não afetadas, verificaram efeito similar de diminuição no estoque de N. Enquanto, Fonseca et al. (2021), observaram diminuição e de forma semelhante, porém para o estoque de C.

Nesse estudo, a diminuição do estoque de C e N está relacionada a redução da densidade do solo, visto que os teores de C e N pouco se modificaram após a queima. Por outro lado, Fonseca et al. (2022), analisando o estoque de carbono em solos minerais em Portugal, observaram pequeno aumento após 36 meses associando esse resultado a decomposição da biomassa das espécies vegetais da área de estudo.

4.5 Análise de Componentes Principais (PCA)

Avaliando o gráfico resultante da análise de componentes principais (PCA), observa-se que o eixo da componente principal 1 (PC1) explicou 53,34% da variância total, enquanto o eixo 2 (PC2) explicou 22,90%. Juntos, esses eixos explicaram 76,24% da variância dos dados originais. O eixo positivo da PC1 foi definido principalmente pelos atributos Al, AH, pH, Na, AF, AH:AF, Mg e P; enquanto o eixo negativo pelos valores de Ca, T, H+Al, Hum:EA, SB, K, SB e COT. No caso da PC2, o eixo positivo é representado principalmente pelos atributos Hum, COT e COL; enquanto o eixo negativo pelo V% e pela relação AH:AF (Figura 9).

Dois grupos são identificados na Figura 9, separando os tempos de coleta: i) antes da queima e 10, 30 e 90 DAQ; e ii) 240 DAQ. Aos 240 DAQ, para todas as profundidades, verifica-

se maior distância, ratificando que o tempo após a queima influenciou significativamente nos atributos do solo avaliados.

O COT, a Hum, Ca, H+Al e Valor T, foram os elementos mais fortemente relacionados com a profundidade de 0-10cm, nos tempos 0, 10, 30, e 90 DAQ. Já P, Mg e AF foram os que mais se relacionaram com a mesma profundidade aos 240 DAQ. Nas profundidades de 10-20cm e 20-40cm, nota-se relação forte com os atributos K, SB e V%, em todos os tempos, com exceção apenas para 240 DAQ, que está fortemente relacionado com Al, AH, Na e pH.

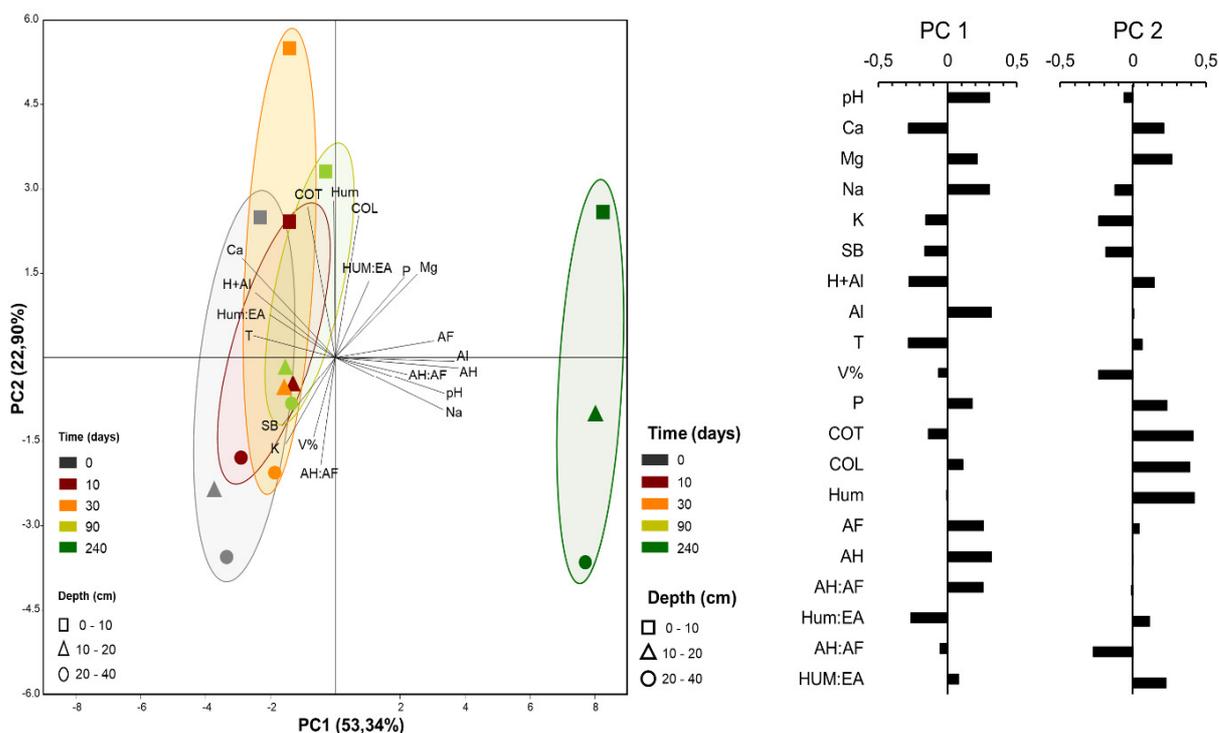


Figura 9. Biplot (eixos 1 e 2) da análise de componentes principais (PCA) de uma matriz de 4 tempos \times 20 parâmetros químicos do solo coletadas antes e aos 10, 30, 90, 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia. (COT: carbono orgânico total; COL: carbono lábil; HUM: humina; AH: ácido húmico; AF: ácido fúlvico; EA: AH+AF; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; Na: sódio; P: fósforo H+Al: acidez potencial; SB: soma de bases.

Foi também avaliada a análise de componentes principais com 13 atributos do solo em três tempos de avaliação (0, 10 e 240 dias após a queima), que explica 100% da variância total (Figura 10). A PC-1 (95,6% da variância total explicada) mostra a formação de dois grupos, o primeiro com valores positivos da PC-1 das variáveis C-AH, C-AF, P, humina, Al, pH, Na e Mg junto aos 240 DAQ (a direita na figura). O segundo, com valores negativos da PC-1 das variáveis COT, H+Al, Ca e K. A PC-2 (4,4% da variância total explicada) mostrou um agrupamento das variáveis COT, H+Al, Ca e K.

A análises de PCA confirmam os resultados discutidos anteriormente. Aos 10 dias após queima, a pratica de queima prescrita já conduziu a variações no COT e, portanto, na quantidade de elementos como K e Ca. Por outro lado, aos 240 DAQ as modificações nas substâncias húmicas podem ser relacionadas às alterações nos valores de pH, Na, K, Al e P (Figura 10).

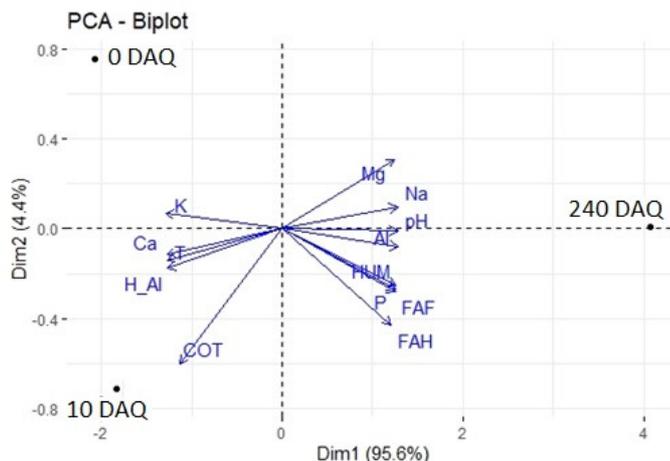


Figura 10. Biplot (eixos 1 e 2) da análise de componentes principais (PCA) de uma matriz de 3 tempos \times 13 parâmetros químicos do solo coletadas antes e aos 10 e 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia. (COT: carbono orgânico total; HUM: humina; AH: ácido húmico; AF: ácido fúlvico; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; Al: alumínio; Na: sódio; P: fósforo H+Al: acidez potencial; T: valor T.

4.6 Espectroscopia das Substâncias Húmicas

4.6.1 Caracterização por ressonância magnética nuclear de ângulo mágico espectroscopia (13C NMR CP/MAS)

A caracterização da estrutura dos ácidos húmicos pela análise de RMN 13C, bem como os espectros médios, antes da queima, aos 10 dias após a queima (DAQ) e 240 DAQ, obtidos de amostras de solo coletadas em área de campos de altitude no PNI, são apresentados na Figura 11.

Os espectros de RMN foram obtidos através do programa ACD/Lab e a composição estrutural, em função dos picos apresentados em cada comprimento de onda, em todos os tempos analisados, é característica de ácidos húmicos (Garcia et al., 2019). Os espectros gerados (Figura 11) são divididos em áreas que representam os diferentes tipos de estrutura e, conseqüentemente, as diferentes funcionalidades dos AHs e mostram mudanças específicas em termos de qualidade e quantidade relativa das estruturas para os diferentes tempos após a queima.

Em todos os espectros foi observada a preservação das estruturas mais quimicamente recalcitrantes como as aromáticas e alifáticas com baixa funcionalização química. Por outro lado, os picos responsivos das estruturas de carboidratos e compostos nitrogenados mostram alterações, com possível efeito da queima, nas amostras de 10 DAQ, com certa recuperação para as amostras coletadas aos 240 DAQ. Uma das possíveis causas é o fato dessas estruturas serem mais sensíveis ao efeito do fogo, inclusive de baixa intensidade, com temperaturas entre 130°C e 190°C, o que pode conduzir a sua degradação (Gonzalez-Pérez et al., 2004).

Todos os AH mostram a presença de picos entre 0-45 ppm, pertencentes a estruturas de carbonos alifáticos não funcionalizados ($C_{Alkyl-H,R}$). Os picos observados nos espectros dos AH entre 45 e 60 ppm, em todos os momentos de queima, são de carbonos do tipo metoxila e ou polipeptídeos. Entre 60 e 90 ppm foram observados os picos pertencentes a carbonos do tipo $C_{Alkyl-O}$ de celulose/hemicelulose e ligninas. Os picos entre 90 e 110 ppm indicam nos AH a

presença de carbono alifático de carboidratos ($C_{\text{Alkyl-di-O}}$). Observa-se a presença de carbonos aromáticos ($C_{\text{Aromatic-H,R}}$) com baixa funcionalização, entre 110 e 140 ppm, componentes esses responsáveis pela presença de estruturas lignínicas. Estruturas aromáticas com funcionalização química estiveram presentes em todos os espectros dos AH ($C_{\text{Aromatic-O,N}}$), com picos na região entre 140 e 160 ppm. Os picos entre 160 e 185 ppm pertencem a carbonos carboxílicos ($-COOH$) e, assim como os carbonos de carbonilas, aparecem entre 185 e 230 ppm (Keeler et al., 2006; Song et al., 2008; Mao et al., 2011).

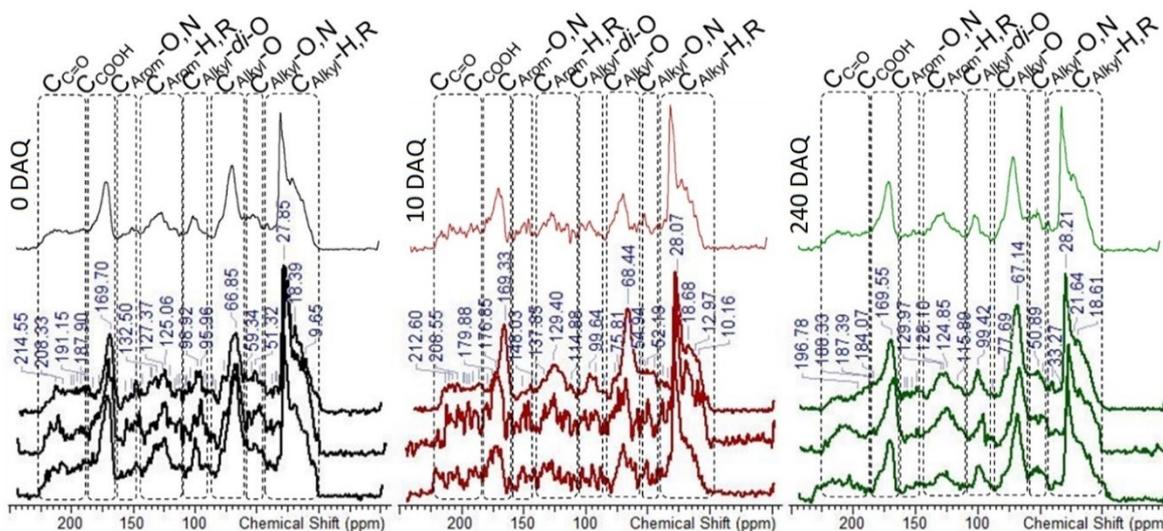


Figura 11. Espectros ^{13}C NMR CP/MAS dos AH extraídos de amostras de solo coletadas em diferentes tempos da queima prescrita, em área de campos de altitude no PNI. Os espectros 0DAQ, 10DAQ e 240DAQ representam os espectros médios para três réplicas obtidos das análises quimiométricas.

A análise quimiométrica do PCA, aplicada aos espectros de ^{13}C NMR CP/MAS de todos os AH, confirmou os resultados da avaliação espectral (Figura 12). As amostras se organizaram em dois grandes grupos na Figura 12 (com 96% da variância explicada) e ao longo da PC-1 (90% da variância explicada). Nos valores negativos ficaram agrupados os espectros correspondentes aos AH isolados de amostras de solo coletadas aos 10 DAQ. Com valores positivos, os espectros de AH de amostras coletadas antes da queima (0 DAQ) se agruparam de forma mais próxima aos de 240 DAQ.

A análise de PCA mostrou, que aos 10 DAQ, ocorreu a perda de estruturas lábeis como as alifáticas funcionalizadas ($C_{\text{Alkyl-O,N}}$; $C_{\text{Alkyl-O}}$ e $C_{\text{Alkyl-di-O}}$) na estrutura dos AH. Aos 240 DAQ notam-se estruturas dos AH que se assemelham aos dos AH das amostras antes da queima, onde houve a incorporação de estruturas alifáticas correspondentes a carboidratos de ácidos graxos ($C_{\text{Alkyl-H,R}}$; $C_{\text{Alkyl-di-O}}$; $C_{\text{Alkyl-O}}$; $COOH$). As análises de PCA permitiram entender que nos 10 primeiros dias após a queima houve decomposição de estruturas menos complexas e mais funcionalizadas, principalmente carboidratos e compostos nitrogenados, que são perdidos nessa primeira fase e, portanto, há uma preservação do núcleo mais recalcitrante e aromático dos AH. Com o decorrer do tempo, ocorre nas estruturas dos AH uma incorporação preferencial de ácidos graxos e polissacarídeos, devido provavelmente a rebrota da vegetação e a presença de raízes no solo.

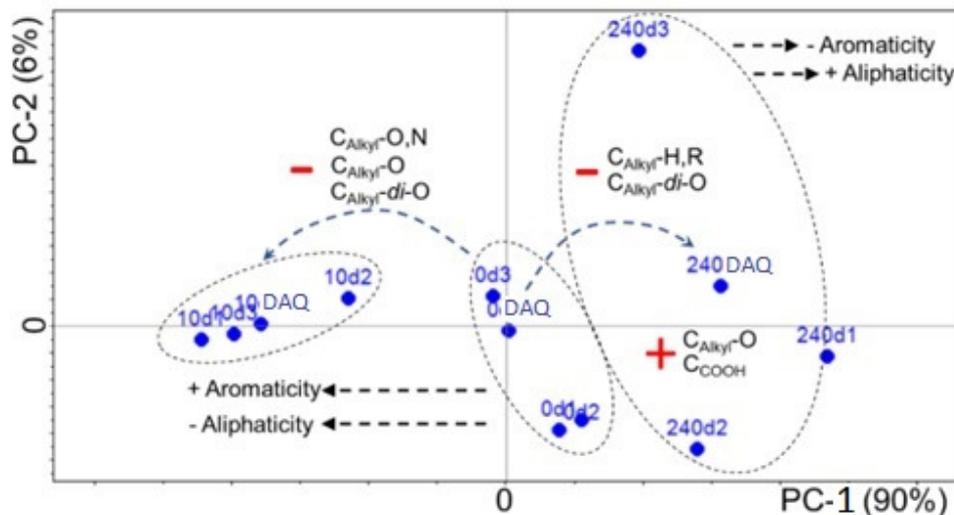


Figura 12. Análise de componentes principais (PCA) realizada a partir do carregamento dos espectros de ^{13}C NMR CP/MAS puros dos AH de amostras de solo coletadas em diferentes tempos da queima prescrita, em área de campos de altitude no PNI.

Para visualizar as mudanças estruturais, em termos de quantidade relativa, os tipos de carbono e as propriedades de aromaticidade e alifaticidade pode ser observada a Figura 13. Como visto nas análises espectral e de PCA, as quantidades de tipos de carbono reafirmam predomínio, e por tanto, preservação de estruturas mais recalcitrantes aos 10 DAQ, acompanhada de prevalência de estruturas de carboidratos e carboxílicas (Figura 13A). Esse efeito na estrutura dos AH influencia nas propriedades químicas da MOS. O que pode ser observado através da análise da Figura 13B, em que fica evidenciado o aumento da aromaticidade aos 10 DAQ e a recuperação da alifaticidade aos 240 DAQ, corroborando o padrão observado nas análises anteriores.

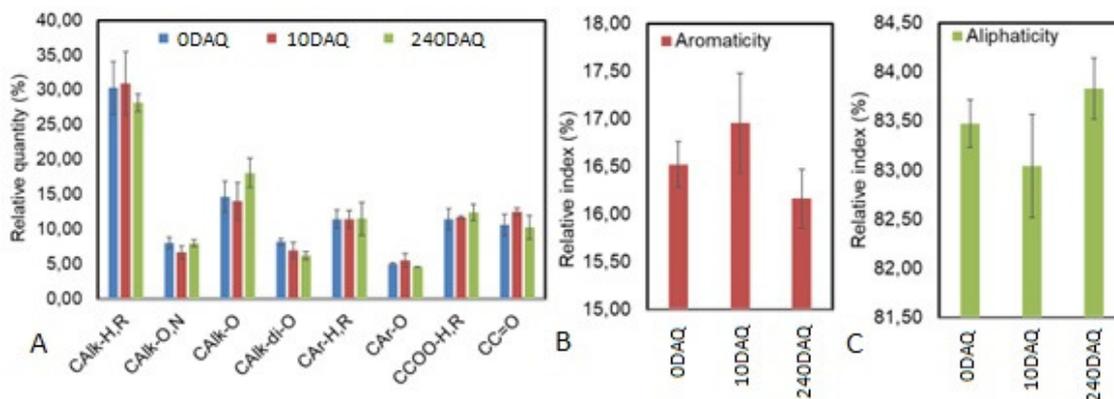


Figura 13. A) Quantidades relativas médias em função da área total espectral obtidas a partir das análises de ^{13}C NMR CP/MAS para os AH extraídos de amostras de solo coletadas em diferentes tempos da queima prescrita, em área de campos de altitude no PNI. B) Aromaticidade dos AH obtidas a partir de ^{13}C NMR CP/MAS. C) Alifaticidade dos AH obtidas a partir de ^{13}C NMR CP/MAS.

4.6.2 Caracterização de AH por reflexão total atenuada de Fourier e espectroscopia de infravermelho de transformação (ATR – FTIR)

Os espectros dos ácidos húmicos (AH), extraídos de amostras de solo coletadas em diferentes tempos antes e após a queima prescrita, em área de campos de altitude no PNI, obtidos através da espectroscopia de infravermelho são apresentados na Figura 14.

A técnica de FTIR registra a presença de grupamentos funcionais em todos os AH. Para que o padrão espectral seja visivelmente modificado na estrutura húmica, perdas intensas devem ocorrer, levando ao registro de modificações das formas das bandas de absorção e em suas posições. A semelhança entre os padrões estruturais de todos os AH comprova que a prática de queima prescrita, no tempo e intensidade avaliada, não conduziu a fortes mudanças estruturais, com a diminuição substancial de quantidades de grupos funcionais, comprovando o que havia sido observado na análise de RMN ¹³C. No entanto, é possível observar ligeira alteração na forma das bandas, como o alargamento entorno dos 3200-3300 cm⁻¹, responsáveis pelas vibrações -OH e -NH. Também é possível notar a diminuição da intensidade em torno de 1029 – 1030 cm⁻¹, responsáveis por vibrações de grupos funcionais de carboidratos.

Nos espectros de todos os AH se observam bandas entre 3270-3300 cm⁻¹, que pertencem a vibrações de estiramentos de O-H (carboxilas, álcoois, fenóis) e/ou N-H (amino, amida). Bandas em torno de 2979 e 2850 cm⁻¹ estão presentes em todos os AH e respondem pelos grupos alifáticos C-H, assimétricos e simétricos (-CH₂ e -CH₃). Bandas em torno de 1700-1715 cm⁻¹ pertencem a grupos C=O (carboxilas, carbonilas e cetonas). Os espectros apresentaram bandas em torno de 1600 -1400 cm⁻¹ que pertencem as vibrações de estiramentos C=C (aromáticos e olefínicos) e C=O (amidas I, cetonas e quinonas), estiramento C=C (aromático, estruturas lignínicas), deformações N-H e estiramento C-N (amidas II). Bandas entre 1033-1099 cm⁻¹ correspondem aos estiramentos C-O (carboidratos e polissacarídeos) (Amir et al., 2010).

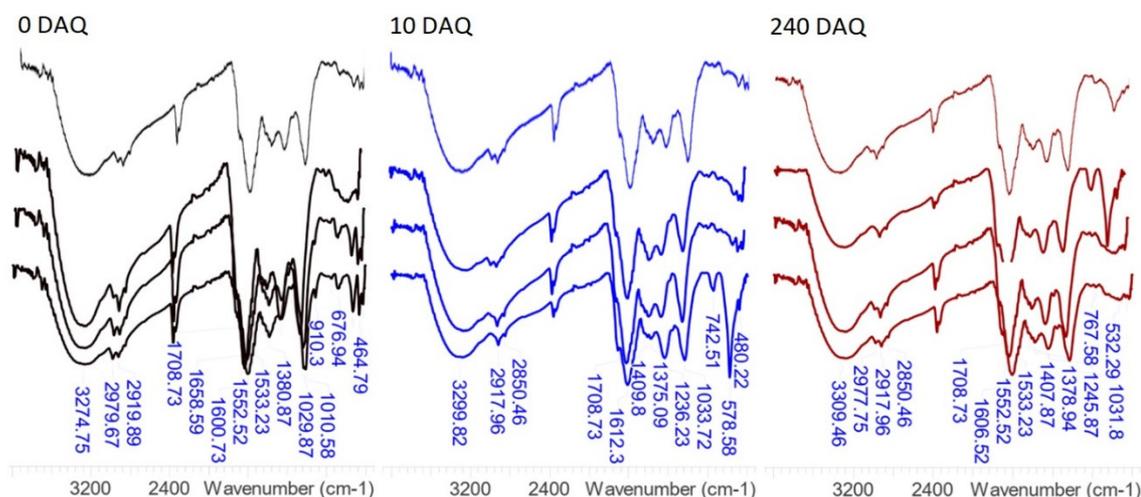


Figura 14. Espectros ATR-FTIR dos AH extraídos de amostras de solo coletadas em diferentes tempos da queima prescrita, em área de campos de altitude no PNI. Os espectros 0DAQ, 10DAQ e 240DAQ representam os espectros médios para três réplicas obtidos das análises quimiométricas.

A análise quimiométrica aplicada aos espectros puros FTIR permitiu verificar diferenças entre os AH de amostras coletadas nos diferentes tempos, antes e após a queima. A análises de PCA mostra um total de 89% da variância explicada nas PC-1 e PC-2 (Figura 15).

Três grupos foram identificados, de acordo com a semelhança das amostras com valores negativos e positivos da PC-1 (61% da variância explicada). Com valores negativos se agruparam os espectros correspondentes aos 10DAQ, indicando a influência negativa e o forte impacto sobre os grupamentos funcionais dos AH nos primeiros dias após a queima. Por outro lado, os espectros dos AH antes da queima e aos 240 DAQ aparecem no quadrante com valores positivos em PC-1, indicando semelhança na presença de grupamento funcionais.

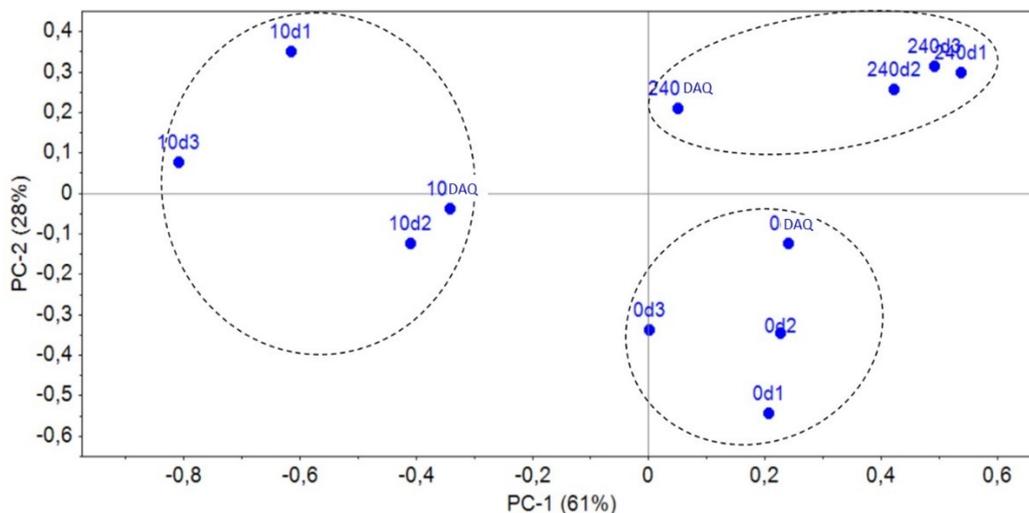


Figura 15. Análises de componentes principais (PCA) com base em ATR-FTIR de espectros puros de AH de amostras de solo coletadas em diferentes tempos da queima prescrita, em área de campos de altitude no PNI.

Pela análise dos componentes principais (PCA) dos ácidos húmicos, avaliados por RMN (Figura 12) e FTIR (Figura 15), observa-se similaridade de padrão dos espectros médios (DAQ), com maior proximidade entre os espectros de AHs de amostras coletadas antes da queima (0DAQ) e aos 240 DAQ, com indicação de modificação na estrutura dos AH aos 10DAQ. Portanto, é possível inferir sobre a recuperação da condição estrutural dos ácidos húmicos do solo para a condição anterior a queima prescrita.

Através desses resultados verifica-se que a queima prescrita de baixa intensidade pode se constituir em alternativa para o acúmulo de carbono e recuperação da qualidade da matéria orgânica, em ambientes similares aos de campos de altitude no PNI. Os resultados indicam pequeno impacto na estruturação organizacional da matéria orgânica humificada e preservação seletiva de fragmentos aromáticos, mais hidrofóbicos nos primeiros 10 DAQ. Estruturas de características aromáticas e recalcitrantes são mais estáveis no solo e apresentam menor taxa de decomposição, o que pode produzir nichos hidrofóbicos para incorporação de estruturas e recuperação da quantidade de carbono orgânicos no solo após queima (Flanagan et al., 2020).

Por outro lado, as perdas de estruturas e fragmentos de natureza química pertencentes a carboidratos, decorrentes da queima prescrita poderá afetar a formação de agregados do solo ou influenciar em sua integridade estrutural. Os carboidratos no solo são responsáveis pela indução da formação de agregados a curto prazo (Sarker et al., 2022). Adicionalmente, tem o papel de estabilizar nanoestruturas do carbono e, portanto, preservar a estrutura supramolecular da matéria orgânica em solução, principalmente porque os fragmentos de polissacarídeos se dispõem para a superfície na organização molecular, garantindo a interação com a água no solo (Pontoni et al., 2021).

Quantidades de carbono de natureza peptídica (CAlkyl-O,N), celulósica/hemicelulósica e ligninínica (CAlkyl-O) assim como carboxílica (-COOH), semelhantes as encontradas nos AH de amostras antes da queima, foram recuperadas nos AH aos 240 DAQ. A incorporação de ácidos graxos na MOS é muito importante, uma vez que essas estruturas são componentes predominantes tanto em AHs como nos ácidos fúlvicos da matéria orgânica do solo (Jandl et al., 2002). Ácidos graxos, ceras e lipídeos, em geral, são importantes para a restauração da qualidade estrutural da MOS. Tais estruturas podem interagir espontaneamente com as partículas de argilas e, desta forma, estabelecer interações covalente estáveis contribuindo assim para a permanência do carbono no solo (Schulten & Schnitzer, 1990).

Pode-se associar o aumento da alifaticidade indicada nos espectros aos 240 DAQ (Figura 11) com a proximidade das frações mais humificadas da MOS nesse mesmo tempo (Figura 10). Em função de maior hidrofobicidade dessas estruturas (Assunção et al., 2019), as forças de repulsão hidrofóbicas podem fazer com que a mineralização da MOS seja mais lenta, por reduzir a ação de microorganismos ao limitar o seu acesso (García et al., 2019), evidenciando também o aumento nas frações mais lábeis da MOS (Figuras 6 e 7). Assim como aos 10 DAQ, observou-se proximidade do COT (Figuras 10), o que pode ser explicado pela presença de semiquinonas e quinonas, representadas pelo pico em torno de 145 ppm. Carbonos aromáticos são as estruturas das SH ligadas ao aumento de cargas, através da presença de grupamentos ionizáveis das SH (García et al., 2019). Nathe et al. (2017), ao avaliarem a MOS por espectroscopia de ^{13}C por RMN, também observaram aumento de aromaticidade, e relataram como um dos fatores que influenciam na proporção CAlkyl/CArom o fator tempo, pois, na avaliação após 70 dias (240 dias no presente estudo) os percentuais foram maiores que os observados imediatamente após a queima.

Em estudo avaliando a espectroscopia do ^{13}C em solos, Santos et al. (2021) observaram maior percentual de carbono aromáticos na fração AH de solos submetidos a queima, quando comparados aos em que não houve queima, resultado semelhante ao encontrado nesse estudo, apesar da comparação feita pelos autores ter sido temporal. Através do resultado dos espectros e dos *scores* do RMN se observa que apesar das mudanças causadas na estrutura do AH após a queima, após 240 dias houve recomposição da estrutura observada antes da queima, indicando a resiliência dos solos na área estudada nesse intervalo de tempo.

Segundo Kotzé et al. (2015), em função da sensibilidade da estrutura dos AH, pode-se utilizar as alterações na intensidade dos picos para inferir modificações na qualidade do solo, em função do manejo. Práticas de manejo do solo podem resultar em diferente estruturação das SH, assim como na quantidade de cada fração no solo (Assunção et al., 2019). Nesse estudo, a queima prescrita resultou em modificação estrutural das SH, comprovada pela análise de espectroscopia de ^{13}C (Figura 11) e confirmada pela FTIR (Figura 14).

5 CONCLUSÕES

Mesmo sendo realizada em meses de baixa temperatura e com alto teor de água no solo, como indicado pelos dados pluviométricos da região no período experimental, a queima prescrita promoveu modificações em alguns atributos químicos do solo.

As maiores variações foram verificadas nas amostras coletadas de 0-10 cm, indicando a maior sensibilidade das camadas superficiais do solo ao efeito do fogo, enquanto as camadas seguintes pouco se alteraram. Foram observados aumentos nos teores de P, Mg^{+2} , Na^{+} e nas frações da MOS, tais como ácido fúlvico, ácido húmico e carbono lábil.

Foram observadas modificações na estrutura dos ácidos húmicos, comprovadas pela análise qualitativa da MOS, através da caracterização espectroscópica. No entanto, após 240 dias da queima prescrita, foi verificada recuperação estrutural dos AH e pequena variação no conteúdo total de COT, indicando a resiliência dos solos na área estudada e no intervalo de tempo avaliado.

As análises quantitativa e qualitativa da MOS foram efetivas para a avaliação do efeito da queima prescrita sobre o solo em ambiente de campos de altitude no PNI.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O efeito da queima prescrita pode ser temporário, nas condições desse estudo, corroborando o que a literatura apresenta, com relação aos efeitos da queima de baixa intensidade e/ou controlada. Sendo este efeito, provavelmente, menos danoso ao ambiente que o de incêndios intensos e sem controle, que se prolongam por longo período de tempo.

Considerando a importância dos serviços ambientais prestados pelos Organossolos e o endemismo de fauna e flora observado no ecossistema de campos de altitude, no Parque Nacional de Itatiaia, os resultados que mostram restabelecimento parcial de estruturas dos ácidos húmicos, no período de 240 dias após a queima, apontam para a resiliência desses solos e, portanto, favoravelmente ao uso da queima prescrita.

Porém, recomenda-se a avaliação dos atributos analisados nesse estudo em um maior intervalo de tempo e em outras áreas de campos de altitude para uma conclusão decisiva sobre a adequação dessa prática na prevenção de incêndios, no PNI ou em outras UCs, visto que os efeitos podem variar em função de fatores externos, como clima, relevo e umidade do solo. Ainda, é sugerida a avaliação em camadas de menor espessura (0-5 e 5-10cm) para compreender o efeito da queima prescrita. Além da comparação entre os nutrientes totais e os disponíveis antes e após a queima.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFIF, R.; OLIVEIRA, P. Efectos del fuego prescrito sobre el matorral en las propiedades del suelo. **Investig. Agrar. Sist. Recur. For.**, 15 (3), 262–270, 2006.
- AGEE, J. K. Prescribed fire effects on physical and hydrologic properties of mixed-conifer forest floor and soil. **University of California Resources Center**, p. 57, 1973.
- ALCAÑIZ, M.; OUTEIRO, L.; FRANCOS, M.; FARGUELL, J.; ÚBEDA, X. Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). **Sci. Total Environ.** 572, 1329–1335, 2016.
- AMIR, S.; JOURAIPHY, A.; MEDDICH, A.; EL GHAROUS, M.; WINTERTON, P.; HAFIDI, M. Structural study of humic acids during composting of activated sludge-green waste: elemental analysis, FTIR and ¹³C NMR. *Journal of hazardous materials*, v. 177, n. 1-3, p. 524-529, 2010.
- ARAÚJO, E. A.; RIBEIRO, G. A. Impactos do fogo sobre a entomofauna do solo em ecossistemas florestais. *Natureza & Desenvolvimento*, v. 1, n. 1, p. 75-85, 2005.
- ARMAS-HERRERA, C. M.; MARTÍ, C.; BADÍA, D.; ORTIZ-PERPIÑÁ, O.; GIRONA-GARCÍA, A.; PORTA, J. Immediate effects of prescribed burning in the Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil organic matter. **Catena**, 147 238–244, 2016.
- AROCENA, J. M.; OPIO, C. Prescribed fire-induced changes in properties of subboreal forest soils. **Geoderma** 113, 1–16, 2003.
- ARUNRAT, N.; SEREENONCHAI, S.; HATANO, R. Effects of fire on soil organic carbon, soil total nitrogen, and soil properties under rotational shifting cultivation in northern Thailand. **Journal of Environmental Management**, 302, 113978, 2022.
- ASSAD, L. Um Brasil bem maior cinco séculos depois. **Com Ciência**, (133), pp.0-0, 2011.
- ASSIS, M.; MATOS, E. A. Vulnerabilidade da vegetação de campos de altitude às mudanças climáticas. **Oecologia Australis**, 20(2): 162-174, 2016.
- ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. *Science of the total environment*, 658, 901-911, 2019.
- AXIMOFF, I.; DE CARVALHO RODRIGUES, R. Histórico dos incêndios florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, 21(1), pp.83-92. 2011.
- AXIMOFF, I.; NUNES-FREITAS, A. F.; BRAGA, J. M. A. Regeneração natural pós-fogo nos campos de altitude no Parque Nacional do Itatiaia, sudeste do Brasil. p.000. 2016.
- AXIMOFF, I. A.; BARRETO, L. A. M.; KURTZ, B. C. Ações Cooperativas para Prevenção e Combate a Incêndios Florestais em Área Protegida Urbana na Cidade do Rio de Janeiro. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, (2), 96-109, 2020.
- BACHA, C. J. C. As unidades de conservação do Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, 30(4), 339-358, 2020.
- BANNING, N. C.; MURPHY, D. V. Effects of heat-induced disturbance on microbial biomass and activity in forest soil and the relationship between disturbance effects and microbial community structure. **Appl. Soil Ecol.** 40, 109–119, 2008.

BATMANIAN, G. J. Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia) -Universidade de Brasília, 78 f, 1983.

BEIROZ, H. Zonas de amortecimento de Unidades de Conservação em ambientes urbanos sob a ótica territorial: reflexões, demandas e desafios. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 35, pp 275-286, 2015.

BENATTI, J. H. A criação de unidades de conservação em áreas de apossamento de populações tradicionais. **Novos cadernos NAEA**, 1(2), 2008.

BENJAMIN, A. H. O regime brasileiro de unidades de conservação. **Revista de Direito Ambiental**, 21, pp.27-49, 2001.

BENISTON, M.; STOFFEL, M. Assessing the Impacts of Climatic Change on Mountain Water Resources. **The Science of the Total Environment**, 493(1),1129-1137, 2013. BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. **Embrapa Solos**. 7p, 2003.

BENTO-GONÇALVES, A.; VIEIRA, A.; ÚBEDA, X.; MARTIN, D. Fire and soils: key concepts and recent advances. **Geoderma**, 191, pp.3-13, 2012.

BORRALHO, L. A.; MARTINS, M. F., & BASTOS, K. F. T. O Manejo Integrado do Fogo como ferramenta legal e conservacionista em Unidades de Conservação. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, (1), 134-134, 2019.

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.; KEELEY, J. E.; KRAWCHUK, M. A.; KULL, C. A.; MARSTON, J. B.; MORITZ, M. A.; PRENTICE, I. C.; ROOS, C. I.; SCOTT, A. C.; SWETNAM, T. W.; VAN DER WERF, G. R.; PYNE, S. J. Fire in the Earth System. **Science**, v. 324, n. 5926, p. 481-484, 2009.

BRASIL, 1934. Decreto nº 23.793, aprova o Código Florestal. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Rio de Janeiro, 23 de Janeiro de 1934. Disponível em <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-23793-23-janeiro-1934-498279-publicacaooriginal-78167-pe.html#:~:text=Approva%20o%20codigo%20florestal%20que,1%C2%BA%20do%20decret%20n.> Acessado em 05/08/2021

BRASIL, 1989. Lei 7957. Autoriza contratar brigadistas nas Unidades de Conservação. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, de 20 de dezembro de 1989. Disponível em: <https://www.jusbrail.com.br/temas/11704900/artigo-12-da-lei-n-7957-de-20-dezembro-de-1989>. Acessado em: 06/08/2021.

BRASIL. 1998. Lei 9.605. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, de 12 de fevereiro de 1998. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.html. Acesso em 06/08/2021.

BRASIL. 1998. Decreto 2661. Sistema Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais/Prevfogo. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, de 08 de julho de 1998. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/propostas-legislativas/2190265>. Acesso em: 07/08/2021.

- BRASIL. 2012. Lei 12.651. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, de 25 de maio de 2012 Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/112651.html. Acesso em 06/08/2021
- BROWN, S. P.; CALLAHAM, M. A.; OLIVER, A. K., JUMPPONEN, A. Deep ion torrent sequencing identifies soil fungal community shifts after frequent prescribed fires in a southeastern US forest ecosystem. **FEMS Microbiol. Ecol.** 86, 557–566, 2013.
- CANELLAS, L. P.; GURIDI, F.; SANTOS, G. D. A.; RUMJANEK, V. M.; BRAZ-FILHO, R. Increase resolution of ¹³C NMR spectra of humic acids in solution by previous treatment with 0, 03 mol L⁻¹ KCl; Aumento da resolução de espectros de RMN ¹³C de ácidos húmicos em solução através do tratamento prévio com KCl 0, 03 mol L⁻¹. **Química Nova**, 24, 2001.
- CANELLAS, L. P.; A. C. X.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhico e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 935-944, 2003.
- CASAZZA, I. F. Paulo Campos Porto e a Criação do Parque Nacional de Itatiaia: Ciência e Proteção do Patrimônio Natural Brasileiro. **Boletim nº 29 do Parque Nacional de Itatiaia**, 2018.
- CASSOL, E. A.; MARTINS, D., ELTZ, F.; FALLEIRO, R. Erosividade das chuvas em Taquari, RS, determinada pelo índice EI30, no período de 1963 a 1999. reunião brasileira de manejo e conservação do solo e da água; manejo: integrando a ciência do solo na produção de alimentos, 15, 2004.
- CAVASSANI, R. D. S. Caracterização e classificação de solos com horizonte antrópico no sul do estado de Rondônia, 2018.
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia**, 143(1), pp.1-10, 2005.
- CHIEF, K.; YOUNG, M. H.; SHAFER, D.S. Changes in soil structure and hydraulic properties in a wooded- shrubland ecosystem following a prescribed fire. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 76, 1965–1977, 2012.
- CIRNE, P.; MIRANDA H. S. Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of Central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, 20: 197-204, 2008.
- COSTA, E. M. Caracterização de Solos e Avaliação da Vulnerabilidade de Ambientes no Parque Nacional de Itatiaia, Brasil, **CPGA-CS, UFRRJ**. 2019.
- COSTA E. M.; ANJOS L. H.; PINHEIRO H. S.; GELSLEICHTER Y. A.; MARCONDES R. A. Spatial Bayesian belief networks: a participatory approach for mapping environmental vulnerability at the Itatiaia National Park, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, 79(14):1-3, 2020.
- CULMAN, S. W.; SNAPP, S. S.; FREEMAN, M. A.; SCHIPANSKI, M. E.; BENISTON, J.; LAL, R.; DRINKWATER, L. E.; FRANZLUEBBERS, A. J.; GLOVER, J. D.; GRANDY, A. T. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 76, 494–504, 2012.

- DIAS, B. F. S.; MIRANDA, H. S. O. Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do Projeto Fogo. **IBAMA/MMA**, p. 15-22, 2010.
- DICK, D. P.; SILVA, L. B. D.; INDA, A. V.; KNICKER, H. Estudo comparativo da matéria orgânica de diferentes classes de solos de altitude do sul do Brasil por técnicas convencionais e espectroscópicas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32(6), 2289-2296, 2008.
- DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. D. A.; OLIVEIRA, D. D. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. *Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas*. **Editora Câmara**, 2010.
- DRUMMOND, J. A. L. Devastação e Preservação Ambiental no Rio de Janeiro. **Editora da Universidade Federal Fluminense**, p.181, 1997.
- EBELING, A. G.; ANJOS, L. H. C.; PÉREZ, D. V.; PEREIRA, M. G.; VALLADARES, G. S. Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. **Bragantia**, 67:261-271, 2008.
- EBELING, A. G.; ESPINDULA JR, A.; VALLADARES, G. S.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Propriedades químicas como indicadores ambientais em Organossolos do Estado do Rio de Janeiro. **Revista da Universidade Rural**, 24, p.1-6. 2004.
- EBI, K. L.; VANOS, J.; BALDWIN, J. W.; Bell, J. E.; HONDULA, D. M.; ERRETT, N. A.; HAYES, K.; REID, C. E.; SAHA, S.; SPECTOR, J.; Berry, P. Extreme weather and climate change: Population health and health system implications. **Annual review of public health**, 42, 293-315, 2021.
- FALLEIRO, de M. R.; STEIL, L.; de OLIVEIRA, M. S.; LANDO, I.; MACHADO, L. D. O. R.; CUNHA, A. M. C.; ZACHARIAS, G. C. Histórico, avaliação, oportunidades e desafios do manejo integrado do fogo nas Terras Indígenas Brasileiras. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, (2), 75-98, 2016.
- FERNANDES, P. M.; DAVIES, G. M.; ASCOLI, D.; FERNÁNDEZ, C.; MOREIRA, F.; RIGOLOT, E.; STOOFF, C. R.; VEJA, J. A.; MOLINA, D. Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. **Front. Ecol. Environ**, 11, 2013.
- FERREIRA FILHO, J. E.; ARAÚJO, A. C. Análise de Ocorrências de Incêndios Florestais na área do Parque Estadual do Cocó, Região Metropolitana de Fortaleza, CE. **Revista Brasileira de Meteorologia**, 36, 563-569, 2021.
- FERRI, M. G. *Vegetação Brasileira*. 26th ed. Belo Horizonte, MG (Brazil), 1980.
- FLANAGAN, N. E.; WANG, H.; WINTON, S.; RICHARDSON, C. J. Low-severity fire as a mechanism of organic matter protection in global peatlands: Thermal alteration slows decomposition. **Global change biology**, 26(7), pp.3930-3946, 2020.
- FONSECA A. A.; BARROS S. A. H.; de Albuquerque A. C. Reflexões sobre a criação das unidades de conservação no Brasil e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. **Revista de Geografia**; 36(3), 2019.
- FONSECA, F; FIGUEIREDO, F; NOGUEIRA, C; QUEIRÓS, A. Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. **Geoderma**, 307, p. 172-180, 2017.
- FONSECA, F.; SILVA, D., BUENO, P.; HERNANDEZ, Z.; ROYER, A. C.; FIGUEIREDO, T. D. Temporal dynamics of carbon storage in mountains shrub areas managed by prescribed fire. **Catena**, 112, 2022.

- FRANCOS, M; ÚBEDA, X; PEREIRA, P; ALCANIZ, M. Long-term impact of wildfire on soils exposed to different fire severities. A case study in Cadiretes Massif (NE Iberian Peninsula). **Science of the Total Environment**, v.615, p. 664–671, 2018.
- FULTZ, L. M.; MOORE-KUCERA, J.; DATHE, J.; DAVINIC, M.; PERRY, G.; WESTER, D.; SCHWILK, D.W.; RIDEBOU-HANZAK, D. Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biochemical processes and microbial communities: two case studies in the semi-arid southwest. **Appl. Soil Ecol.** 99, 118–128, 2016.
- GARCÍA, A. C.; CASTRO, T. A. V. T.; BERBARA, R. L. L.; TAVARES, O. C. H.; ELIAS, S. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; PEREIRA, M. G.; ZONTA, E. Revisão Sobre a Relação Estrutura-Função das Substâncias Húmicas e a sua Regulação do Metabolismo Oxidativo em Plantas, **Revista Virtual de Química**, Vol. 11, 3, 2019.
- GATTO, A.; BARROS, N. F. D.; NOVAIS, R. F. D.; COSTA, L. M. D.; NEVES, J. C. L. Efeito do método de preparo do solo, em área de reforma, nas suas características, na composição mineral e na produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*. *Revista Árvore*, 27, pp.635-646, 2003.
- GELUDA, L.; YOUNG, C. E. F. Financiando o Éden: Potencial econômico e limitações da compensação ambiental prevista na Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. In **IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, pp. 641-651, 2004.
- GONÇALVES, L. N. Campos de altitude do maciço Marins-Itaguapé, Serra da Mantiqueira SP/MG: composição florística, fitogeografia e estrutura da vegetação. Doctoral dissertation, Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal de Juiz de Fora**. 2019.
- GONZAGA, D. R.; MENINI NETO, L.; PEIXOTO A.L. Cactaceae no Parque Nacional do Itatiaia, Serra da Mantiqueira, Brasil. **Rodriguésia**. 68(4):1397-410, 2017.
- GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; KNICKER, H. The effect of fire on soil organic matter – a review. **Environment International** 30:855-870, 2004.
- GRANGED, A. J. P.; JORDÁN, A.; ZAVALA, L.M.; MUÑOZ-ROJAS, M.; MATAIX-SOLERA, J. Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). **Geoderma** 167–168, 125–134, 2011 A.
- GRANGED, A. J. P.; ZAVALA, L.M.; JORDÁN, A.; BÁRCENAS-MORENO, G. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: a 3-year study. **Geoderma** 164, 85–94, 2011B.
- GRAY, D. M.; DIGHTON, J. Nutrient utilization by pine seedlings and soilmicrobes in oligotrophic pine barrens forest soils subjected to prescribed fire treatment. **Soil Biol. Biochem.** 41 (9), 1957–1965, 2009.
- GUINTO, D. F.; XU, Z. H.; HOUSE, A. P. N.; SAFFIGNA, P. G. Soil chemical properties and Forest floor nutrients under repeated prescribed-burning in eucalypt forest of South-East Queensland, Australia. *N. Z. J. For. Sci.* 31 (2), 170–187, 2001.
- GUNDALE, M. J.; DELUCA, T. H.; FIEDLER, C. E.; RAMSEY, P. W.; HARRINGTON, M. G.; GANNON, J. E. Restoration treatments in a Montana ponderosa pine forest: effects on soil physical, chemical and biological properties. **For. Ecol. Manag.** 213, 25–38, 2005.
- HERAWATI, H.; SANTOSO, H. Tropical forest susceptibility to and risk of fire under changing climate: A review of fire nature, policy and institutions in Indonesia. **Forest Policy and Economics**, 13(4), pp.227-233, 2011.

- HERINGER, I.; JACQUES, A. V. Á.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. Características de um Latossolo Vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. *Ciência Rural*, 32, 309-314, 2002.
- HUBBERT, K. P.; PREISLER, H. K.; WOHLGEMUTH, P. M.; GRAHAM, R. C. NAROG, M. G. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma* 130 (3–4), 284–298, 2006.
- ICMBio, 2021. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/o-que-fazemos/visitacao/ucs-abertas-a-visitacao/188-parque-nacional-do-itatiaia>. Acessado em 05/08/2021.
- INPE, 2020. Disponível em <https://www.gov.br/inpe/pt-br>. Acessado em 06/05/2022
- INPE, 2021. Disponível em <https://www.gov.br/inpe/pt-br>. Acessado em 06/05/2022
- JACQUES, A.V.A. Fire on native pastures: effects on soil and vegetation. *Ciência Rural*, 33(1), pp.177-181, 2003.
- JANDL, G.; SCHULTEN, H. R.; LEINWEBER, P. Quantification of long-chain fatty acids in dissolved organic matter and soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165(2), pp.133-139, 2002.
- JHARIYA, M. K.; SINGH, L. Effect of fire severity on soil properties in a seasonally dry forest ecosystem of Central India. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(12), 3967-3978, 2021.
- JUNIOR, da S. W. J.; RODRIGUES, C. C.; de SOUZA, C. R.; de MOURA, A. S.; MORELLI, M. C. M.; FONTES, M. A. L. Conflitos do uso do fogo em Parques: o Manejo Integrado do Fogo como instrumento de mediação. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (1), 263-263, 2019.
- KEELER, C.; KELLY, E. F.; MACIEL, G. E. Chemical–structural information from solid-state ¹³C NMR studies of a suite of humic materials from a lower montane forest soil, Colorado, USA. *Geoderma*, v. 130, n. 1-2, p. 124-140, 2006.
- KENNARD, D. K.; GHOLZ, H. L. Effects of high-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. *Plant Soil* 234, 119–129, 2001.
- KIRKHOFF, V. W. J. H. O.; ESCADA P. A. S. Megaincêndio do Século-1998. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA**, 1998.
- KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91-118, 2007.
- KOTZÉ, E.; LOKE, P. F.; AKHOSI-SETAKA, M. C.; DU PREEZ, C. C. Land use change affecting soil humic substances in three semi-arid agro-ecosystems in South Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 194-202, 2016.
- KOVALSYKI, B. Zoneamento de Risco de Incêndios Florestais para o Parque Estadual de Vila Velha e seu entorno. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, **Universidade Federal do Paraná**, Curitiba, 2016.
- LAVOIE, M., STARR, G.; MACK, M. C.; MARTIN, T. A.; GHOLZ, H. L. Effects of a prescribed fire on understory vegetation, carbon pools, and soil nutrients in a longleaf pine-slash pine forest in Florida. *Nat. Areas J.* 30 (1), 82–94, 2010.
- LI, J.; PEI, J.; WU, J.; LI, B.; FANG, C.; NIE, M. Spatiotemporal variability of fire effects on soil carbon and nitrogen: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 27(17), 4196-4206, 2021.

- LIESENFELD, M. V. de A.; VIEIRA, G.; MIRANDA, I. P. de A. Ecologia do fogo e o impacto na vegetação da Amazônia. **Pesquisa Florestal Brasileira. Brazilian Journal of Forestry Research**. p. 505-517, 2016.
- LOZANO, E; JIMENEZ-GARCIA, P.; MATAIX-SOLERA, J.; ARCENEGUI, V.; MATAIX-BENEYETO, J. Sensivity of gomalin-related soil protein to wildfires: immediate and medium-term changes. **Sci. Total Environ**. 572, 1238–1243, 2016.
- MANETTA B. R; Barroso B, ARRAIS T.; Nunes T. Unidades de Conservação. **Engenharias On-line**.;1(2):1-0, 2016.
- MAO, J.; CAO, X.; OLK, D. C.; CHU, W.; SCHMIDT-ROHR, K. Advanced solid-state NMR spectroscopy of natural organic matter. **Progress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy**, 100, 17-51, 2017.
- MARTINEZ-GARCIA, E.; LOPEZ-SERRANO, F. R.; DADI, D.; GARCIA-MOROTE, F. A.; ANDRES-ABELLAN, M.; PUMPANEN, J.; RUBIO, E. Medium-term dynamics of soil respiration in a Mediterranean mountain ecosystem: the effects of burn severity, post-fire burnt-wood management, and slope-aspect. **Agr. Forest Metereol**. 233, 195–208, 2017.
- MATOS, R. M. P.; AGUIAR, L. L. L.; de AQUINO MARTINS, P. T. Ocorrência de fogo no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás, Brasil: histórico recente no contexto da sua ampliação. **GeoTextos**, 16(2), 2020.
- MEIRA-CASTRO, A.; SHAKESBY, R. A., ESPINHA MARQUES, J.; DOERR, S.; MEIXEDO, J. P.; TEIXEIRA, J.; CHAMINÉ, H. I. Effects of prescribed fire on surface soil in a *Pinus pinaster* plantation, Northern Portugal. **Environ. Earth Sci**. 73 (6), 3011–3018, 2014.
- MEDEIROS, R.; IRVING, M. D. A.; GARAY, I. A proteção da natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. **Revista de Desenvolvimento Econômico**, Ano VI, N.9, 2004.
- MENDONÇA, J. G. F. Campos de altitude do Parque Estadual da Serra do Papagaio, Minas Gerais, Brasil: Composição florística, fitogeografia e estrutura da vegetação. Doctoral dissertation, Master thesis, **Universidade Federal de Juiz de Fora**, 2017.
- MERCADANTE, M. Uma década de debate e negociação: a história da elaboração da Lei do SNUC. Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação. **Rio de Janeiro: Forense Universitária**, pp.190-231, 2001.
- MESQUITA, G. M.; SANTOS, F. C. V.; CORRECHEL, V. Efeito do fogo no comportamento e na variabilidade espacial dos atributos químicos do solo sob mata, no jardim botânico, Goiânia-GO. **Brazilian Journal of Development**, 6(11), 91253-91267, 2020.
- MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, 1(1), 14-21, 2005.
- MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. Impactos de Queimadas em áreas de cerrado e restinga – Brasília: **UnB, ECL**. 187p, 1996.
- MOTTA, M. S.; ZALUAR, H. Z. L.; PITOMBEIRA, M. K. P. K.; FERAZ, V. D.; DA SILVA NETO, S.; DE CARVALHO, L. M. Intensidade do fogo em uma queima prescrita no Parque Nacional do Itatiaia. **Biodiversidade Brasileira**, (1), p.102, 2019.
- MROZ, G. D.; JURGENSEN, M. F.; HARVEY, A. E.; LARSEN, M. J. Effects of fire on nitrogen in forest floor horizons. *Soil Science Society of America Journal*, 44(2), 395-40, 1980.

- MUCIVUNA, V.C.; GARCIA, M.G.M. Método para seleção de potenciais geossítios e geomorfos-sítios do inventário do Parque Nacional do Itatiaia. **Simpósio Brasileiro de Patrimônio Geológico**, 4, pp.367-371, 2017.
- MUGADDAS, B.; ZHOU, X.; LEWIS, T.; WILD, C.; CHEN, C. Long-term frequent prescribed fire decreases surface soil carbon and nitrogen pools in wet sclerophyll forest of Southeast Queensland, Australia. **Sci. Total Environ.** 536, 39–47, 2015.
- NATHE, K.; LEVIA, D. F.; STEFFENS, M.; MICHALZIK, B. Solid-state ¹³C NMR characterization of surface fire effects on the composition of organic matter in both soil and soil solution from a coniferous forest. **Geoderma**, 305, 394-406, 2017.
- NEARY, D. G.; KLOPATEK, C. C.; DEBANO, L. F.; FFOLLIOT, P. F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1-2), 51-71, 1999.
- NEILL, C.; PATTERSON, W.A.; CRARY, D.W. Responses of soil carbon, nitrogen and cations to the frequency and seasonality of prescribed burning in a Cape Cod oak-pine forest. *For. Ecol. Manag.* 250, 234–243, 2007.
- NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: AGE, A.L.; MILLER, R.H.& KEENEY, D.R., eds. *Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties*. 2.ed. p.539-579. 1986.
- NERI, A. V.; BORGES, G. R. A.; MEIRA-NETO, J. A. A.; MAGNAGO, L. F. S.; TROTTER, I. M.; SCHAEFER, C. E. G.; POREMBSKI, S. Soil and altitude drive diversity and functioning of Brazilian Páramos (campo de altitude). **Journal of Plant Ecology**, 10(5), 771-779. 2017.
- NETO R. M. Geomorfologia e geossistemas: influências do relevo na definição de unidades de paisagem no Maciço Alcalino do Itatiaia (MG/RJ). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 15;17(4), 2016.
- OLIVER, A. K.; CALLAHAM, M. A.; JUMPPONEN, A. Soil fungal communities respond compositionally to recurring frequent prescribed burning in a managed south-eastern US forest ecosystem. **For. Ecol. Manag.** 345, 1–9, 2015.
- PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; VALLADARES, G. S. Organossolos: ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola e manejo. **Embrapa Monitoramento por Satélite-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2006.
- PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; SCHULTZ, N.; ZONTA, E.; GUARESCHI, R.F; SANTOS, O.A.Q. Fertilidade de um Organossolo e produtividade do feijoeiro influenciados pela calagem e inoculação. **Agrarian**, 13(48), pp.211-221, 2020.
- PEREIRA, P.; ÚBEDA, X.; MARTIN, D. Fire severity on ash chemical composition and water-extractable elements. **Geoderma** 191, 105–114, 2012.
- PEZENTI, T. A. Manejo Integrado do Fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, (1), 294-294, 2019.
- PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire ecology**, 7(1), 24-39, 2011.
- PONTONI, L.; ROVIELLO, V.; RACE, M.; SAVIGNANO, L.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; ESPOSITO, G.; PIROZZI, F.; FABBRICINO, M. Supramolecular aggregation of colloidal natural organic matter masks priority pollutants released in water from peat soil. **Environmental Research**, 195, p.110761, 2021.

- PRESTON, C. M. Carbon-13 solid-state NMR of soil organic matter-using the technique effectively. **Canadian Journal of Soil Science**, 81(3), 255-270, 2001.
- PRETSCH, E.; BÜHLMANN, P.; AFFOLTER, C. Structure determination of organic compounds (Vol. 13, pp. 269-335). **Berlin: Springer**. 2009.
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; GUILHERME, L. R. G. Frações oxidáveis do carbono orgânico de Latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. **Ciência e agrotecnologia**, 32, 429-437, 2008.
- R CORE TEAM, 2018. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Austria, Vienna. Available at: <http://www.r-project.org>
- REDIN, M.; SANTOS, G. D. F. D.; MIGUEL, P.; DENEGA, G. L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; SOUZA, E. L. D. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, 21(2), pp.381-392, 2011.
- RHEINHEIMER, D. D. S.; SANTOS, J. C. P.; FERNANDES, V. B. B.; MAFRA, Á. L.; ALMEIDA, J. A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, 33, 49-55, 2003.
- RIBEIRO K.T.; FREITAS L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**;10(4):239-46, 2010.
- ROMANYA, J.; CASALS, P.; VALLEJO, V. R. Short-term effects on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. **For. Ecol. Manag.** 147, 39–53, 2001.
- RYLANDS A. B., BRANDON K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**. 1(1):27-35, 2005.
- SAFFORD, H. D. Brazilian Páramos. III. Patterns and rates of post fire regeneration in the campos de altitude. **Biotropica**, 33(2), 282-302, 2001.
- SAFFORD, H. D. Brazilian pharnos I. Introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **J. Biogeogr.** 26: 713-738, 1999.
- SALES, G. M.; PEREIRA, J. L. G.; THALES, M. C.; POCCARD-CHAPUIS, R.; de ALMEIDA, A. S. Emprego dos focos de calor na avaliação das queimadas e em incêndios florestais em Paragominas, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, 14(1), 55-77, 2019.
- SALOMÃO, P. E. A.; HIRLE, R.E.W. Estudo da influência das queimadas nas propriedades química e banco de sementes dos solos do Vale do Mucuri. **Research, Society and Development**, 8(12), p.13, 2019. SANTOS, J. F.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. **Revista Floresta**, v. 36, n.1, p. 93 – 100, 2006.
- SAN EMETERIO, L.; MÚGICA, L.; UGARTE, M. D.; GOICOA, T.; CANALS, R. M. Sustainability of traditional pastoral fires in highlands under global change: Effects on soil function and nutrient cycling. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 235, 155-163, 2016.
- SANTANA, N. A; MORALES, C. A. S.; SILVA, D. A. A.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J. S. Soil biological, chemical, and physical properties after a wildfire event in a eucalyptus forest in the Pampa Biome. **Rev Bras Cienc Solo**; 42:e0170199, 2018.
- SANTOS, C. M.; DE FREITAS, C. L.; DE FREITAS, I. C.; DA SILVA, I. A.; PONS, N. A. D.; RIONDET-COSTA, D. Análise da Expansão Antrópica na Região Oeste do Município de

Resende–RJ, em Relação ao Parque Nacional do Itatiaia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 13(03), pp.928-940, 2020.

SANTOS, O. A. Q. Impacto do manejo agrícola em Organossolos no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, **CPGA-CS, UFRRJ**, 2020.

SANTOS, O. A. Q.; TAVARES, O. C. H.; GARCÍA, A. C., ROSSI, C. Q., MOURA, O. V. T., PEREIRA, W.; PINTO, L. A. S. R.; BERBARA, R. L. L.; PEREIRA, M. G. Fire lead to disturbance on organic carbon under sugarcane cultivation but is recovered by amendment with vinasse. *Science of the Total Environment*, 739, 140063, 2020.

SARKER, T. C.; ZOTTI, M.; FANG, Y.; GIANNINO, F.; MAZZOLENI, S.; BONANOMI, G.; CAI, Y.; CHANG, S. X. Soil Aggregation in Relation to Organic Amendment: a Synthesis. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, pp.1-22, 2022.

SCHARENBRUCH, B. C.; NIX, B.; JACOBS, K. A.; BOWLES, M. L. Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. **Geoderma** 183 and 184, 80–91. 2012.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Implementação do programa piloto de manejo integrado do fogo em três unidades de conservação do Cerrado. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, (2), 55-70, 2016A.

SCHMIDT, I. B.; FONSECA, C. B.; FERREIRA, M. C.; SATO, M. N. Experiências internacionais de manejo integrado do fogo em áreas protegidas–recomendações para implementação de manejo integrado de fogo no Cerrado. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, (2), 41-54, 2016 B.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. Aliphatics in soil organic matter in fine-clay fractions. **Soil Science Society of America Journal**, 54(1), pp.98-105, 1990.

SHAKESBY, R. A.; BENTO, C. P. M.; FERREIRA, C. S. S.; FERREIRA, A. J. D.; STOOF, C. R., URBANEK, E.; WALSH, R. P. D. Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: an assessment based on na experimentally-burned catchment in central Portugal. **Catena** 128, 278–293, 2015.

SHERMAN, L. A.; BRYE, K. R.; GILL, D. E.; KOENIG, K. A. Soil chemistry as affected by first-time prescribed burning of a grassland restoration on a coastal plain Ultisol. **Soil Sci.** 170 (11), 913–927, 2005.

SIGNOR, D.; CZYCZA, R. V.; MILORI, D. M. B. P.; CUNHA, T. J. F.; CERRI, C. E. P. Atributos químicos e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita de cana-de-açúcar com e sem queima. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 51(9), pp.1438-1448, 2016.

SILVA NETO, E. C. D. S. Estudo integrado da gênese de Organossolo e palinofácies em ambiente altomontano no Estado do Espírito Santo. Tese de Doutorado, **CPGA-CS, UFRRJ**. 2017.

SILVA NETO E. C.; SANTOS J. J.; PEREIRA M. G.; MARANHÃO D. D.; BARROS F. D.; ANJOS L. H. C. Paleoenvironmental characterization of a high-mountain environment in the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**; 42, 2018.

SILVA, R. C.; VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G., ANJOS, L. H. C. Caracterização de Organossolos em ambientes de várzea do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 38:26-38, 2014.

- SIX, J.; CALLEWAERT, P.; LENDERS, S.; DE GRYZE, S.; MORRIS, S. J.; GREGORICH, E. G.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. **Soil Science Society of America Journal** 66, 1981–1987, 2002.
- SNYMAN, H. A. Short-term response of rangeland following an unplanned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate of South Africa. *J. Arid Environ.* 55, 160–180, 2003.
- SOARES, R. V. QUEIMAS CONTROLADAS: PRÓS E CONTRAS. Anais do I Forum Nacional sobre Incêndios Florestais / III Reunião Conjunta IPEF-FUPEF-SIF, 1995.
- SOARES, R. V.; BATISTA, A. C.; TETTO, A. F. Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo. **Curitiba: Universidade Federal do Paraná**. p 250, 2007.
- SOARES, J.; ARAÚJO, L.; BATISTA, F.; BASTOS, C. Principais pragas e seu controle. AZEVEDO, D. M. P. de.; BELTRÃO, N. E. de M. (Ed. Técnicos). O agronegócio da mamona no Brasil. Embrapa Algodão. 2ed. rev. e ampl. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, 255-279, 2007.
- SONG, G.; NOVOTNY, E. H.; SIMPSON, A. J.; CLAPP, C. E.; HAYES, M. H. B. Sequential exhaustive extraction of a Mollisol soil, and characterizations of humic components, including humin, by solid and solution state NMR. **European Journal of Soil Science**, v. 59, n. 3, p. 505-516, 2008.
- SOUZA, R. R. D.; LEÃO, E. U.; VELOSO, R. A.; GIONGO, M.; SANTOS, G. R. D. Impacto da queima de vegetação do Cerrado sobre fungos habitantes do solo. **Ciência Florestal**, 29(2), pp.965-974, 2019.
- SPERA, S. T., REATTO, A., CORREIA, J. R., & SILVA, J. C. S. Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro no cerrado de Planaltina, DF, submetido à ação do fogo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 35, 1817-1824, 2000.
- STEVENSON, F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. **John Wiley & Sons**, 1994.
- SWIFT, R. Organic matter characterization. **Soils Science Society of America: Madison**, 1996.
- SWITZER, J. M.; HOPE, G. D.; GRAYSTON, S. J. PRESCOTT, C. E. Changes in soil chemical and biological properties after thinning and prescribed fire for ecosystem restoration in a Rocky Mountain Douglas-fir forest. **For. Ecol. Manag.** 275, 1–13, 2012.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. 3.ed. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**. 573p, 2017.
- TER BRAAK, C. J.; SMILAUER, P. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Disponível em www.canoco.com, 2002.
- TESSLER, N.; WITTENBERG, L.; MALKINSON, D.; GREENBAUM, N. Fire effects and short-term changes in soil water repellency – Mt. Carmel, Israel. **Catena** 74, 185–191, 2008.
- THOMPSON, E. G.; COATES, T. A.; AUST, W. M.; GUNDY, M. A. T. Wildfire and Prescribed Fire Effects on Forest Floor Properties and Erosion Potential in the Central Appalachian Region, USA. *Forests*, 10, 493, 2019.
- TORRES, F. T. P.; ROQUE, M. P. B.; LIMA, G. S.; MARTINS, S. V.; DE FARIA, A. L. L. Mapeamento do risco de incêndios florestais utilizando técnicas de geoprocessamento. **Floresta e Ambiente**, 24, pp.0-0, 2017.

- ÚBEDA, X.; LORCA, M.; OUTEIRO, L.; BERNIA, S.; CASTELLNOU, M. Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). **Int. J. Wildland Fire** 14, 379–384, 2005.
- ÚBEDA, X.; OUTEIRO, L. Physical and chemical effects of fire on soil. In: Cerdà, A., Robichaud, P.R. (Eds.), Fire effects on soil and restoration strategies 2009. **Science Publishers, Enfield, NH**, pp. 105–132, 2009.
- VALKÓ, O.; DEÁK, B.; MAGURA, T.; TÖROK, P.; KELEMEN, A.; TÓTH, K.; HORVÁTH, R.; NAGY, D. D. DEBNÁR, Z.; ZSIGRAI, G.; KAPOCSI, I.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands—a multi-taxa approach. **Sci. Total Environ.** 572, 1377–1384, 2016.
- VALLADARES, G. S.; GOMES, E. G.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Aplicação de métodos multicritério ordinais para avaliar o risco de subsidência de Organossolos. **In Embrapa Territorial-Artigo em anais de congresso**, 2005.
- VALLADARES, G. S.; GOMES, E. G.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H.C.; EBELING, A. G.; BENITES, V. D. M. Análise dos componentes principais e métodos multicritério ordinais no estudo de Organossolos e solos afins. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32(1), pp.285-296, 2008.
- VASCONCELOS, M. F. D. O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? **Brazilian Journal of Botany**, 34(2), pp.241-246, 2011.
- VASCONCELOS, V. V. Campos de altitude, campos rupestres e aplicação da lei da mata atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. **Boletim de Geografia**, 32(2), pp.110-133, 2014.
- VERGNOUX, A.; GUILIANO, M.; DI ROCCO, R.; DOMEIZEL, M.; THÉRAULAZ, F.; DOUMENQ, P. Quantitative and mid-infrared changes of humic substances from burned soils. **Environmental Research** 111:205-214, 2011
- WANG, F.; LI, J.; ZOU, B.; XU, X.; LI, Z. Effect of prescribed fire on soil properties and n transformation in two vegetation types in South China. **Environmental Management**. 51:1164–1173, 2013.
- WILLIAMS, R. J.; HALLGREN, S. W.; WILSON, G. W. T. Frequency of prescribed burning in an upland oak forest determines soil and litter properties and alters the soil microbial community. **For. Ecol. Manag.** 265, 241–247, 2012.
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.*, 19:1467-1476, 1988.
- ZHAO, H.; TONG, D. Q.; LIN, Q.; LU, X.; WANG, G. Effect of fires on soil organic carbon pool and mineralization in a Northeastern China wetland. **Geoderma**, 189, 532-539, 2012.

8 APÊNDICES

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão (DP) para pH, cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na) e Potássio (K), antes da queima, 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

		pH	Ca	Mg	Na	K
		H ₂ O	cmol _c .kg ⁻¹			
0 - 10 cm	0	4,05 ± 0,12	0,39 ± 0,13	0,66 ± 0,25	0,004 ± 0,001	0,019 ± 0,004
	10	4,07 ± 0,14	0,43 ± 0,22	0,52 ± 0,27	0,004 ± 0,001	0,018 ± 0,005
	30	4,06 ± 0,13	0,43 ± 0,10	0,74 ± 0,19	0,004 ± 0,001	0,019 ± 0,004
	90	4,06 ± 0,14	0,33 ± 0,17	0,42 ± 0,27	0,004 ± 0,001	0,018 ± 0,005
	240	5,14 ± 0,09	0,08 ± 0,14	1,09 ± 0,46	0,009 ± 0,001	0,008 ± 0,002
10-20 cm	0	4,05 ± 0,11	0,29 ± 0,10	0,48 ± 0,13	0,004 ± 0,006	0,011 ± 0,003
	10	4,09 ± 0,11	0,24 ± 0,07	0,43 ± 0,12	0,003 ± 0,004	0,011 ± 0,002
	30	4,07 ± 0,14	0,34 ± 0,14	0,49 ± 0,25	0,003 ± 0,006	0,011 ± 0,004
	90	4,06 ± 0,14	0,31 ± 0,11	0,47 ± 0,09	0,004 ± 0,003	0,013 ± 0,005
	240	5,17 ± 0,12	0,11 ± 0,18	0,56 ± 0,27	0,009 ± 0,009	0,007 ± 0,001
20-40 cm	0	4,12 ± 0,1	0,28 ± 0,1	0,41 ± 0,1	0,003 ± 0,0007	0,0077 ± 0,030
	10	4,12 ± 0,1	0,35 ± 0,1	0,34 ± 0,1	0,003 ± 0,0004	0,0094 ± 0,004
	30	4,06 ± 0,1	0,30 ± 0,1	0,46 ± 0,1	0,003 ± 0,0006	0,0097 ± 0,060
	90	4,06 ± 0,1	0,29 ± 0,1	0,46 ± 0,2	0,004 ± 0,0017	0,0094 ± 0,003
	240	5,16 ± 0,01	0,00 ± 0,0	0,59 ± 0,2	0,009 ± 0,0011	0,0053 ± 0,002

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão (DP) para Soma de bases (SB), saturação por bases (V%), acidez potencial (H+Al), Al³⁺ e fósforo (P) antes da queima, 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

		SB	V%	H+Al	Al	P
		cmol _c .kg ⁻¹		H ₂ O	cmol _c .kg ⁻¹	mg.dm ⁻³
0 - 10 cm	0	2,04 ± 1,29	10,48 ± 5,09	16,9 ± 2,91	0,95 ± 0,27	5,56 ± 0,92
	10	1,84 ± 0,93	9,77 ± 5,98	17,7 ± 3,36	1,01 ± 0,26	6,25 ± 1,07
	30	1,66 ± 0,33	8,13 ± 2,25	19,5 ± 4,48	0,94 ± 0,26	7,17 ± 1,32
	90	1,91 ± 1,61	10,36 ± 5,44	15,3 ± 3,56	0,91 ± 0,41	8,41 ± 3,15
	240	1,98 ± 0,37	14,56 ± 3,14	11,8 ± 1,65	1,72 ± 0,43	8,45 ± 1,71
10-20 cm	0	3,49 ± 1,25	17,48 ± 6,15	16,6 ± 3,8	0,86 ± 0,2	4,73 ± 0,47
	10	2,31 ± 1,74	11,03 ± 7,55	17,8 ± 3,9	0,91 ± 0,3	5,65 ± 0,79
	30	2,93 ± 1,22	14,57 ± 7,62	17,8 ± 3,8	0,92 ± 0,2	6,05 ± 1,03
	90	3,66 ± 1,48	18,61 ± 6,63	16,1 ± 3,7	1,01 ± 0,3	6,90 ± 1,91
	240	1,47 ± 0,14	10,92 ± 2,32	12,4 ± 2,2	1,64 ± 0,4	7,51 ± 0,85
20-40 cm	0	2,71 ± 0,74	15,2 ± 4,64	15,59 ± 3,55	0,84 ± 0,2	4,40 ± 0,79
	10	2,82 ± 1,26	13,99 ± 5,45	16,98 ± 3,28	0,84 ± 0,2	5,08 ± 1,14
	30	3,18 ± 1,28	16,27 ± 6,41	16,45 ± 2,24	0,95 ± 0,2	5,68 ± 1,45
	90	3,04 ± 1,16	15,97 ± 6,49	16,25 ± 2,94	0,96 ± 0,2	7,79 ± 3,43
	240	1,34 ± 0,21	10,28 ± 1,99	11,91 ± 1,72	1,58 ± 0,3	6,83 ± 0,88

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão (DP) para Carbono total (C), Nitrogênio total (N), Relação C/N (C:N) e Carbono lábil (LOC) e Carbono orgânico total (COT) antes da queima, 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

		C	N	C:N	LOC	COT
		g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹	%	g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹
0 - 10 cm	0	147,76 ± 25,48	45,19 ± 1,31	15,79 ± 0,83	1,32 ± 0,18	150,81 ± 29,63
	10	148,31 ± 26,38	47,16 ± 1,79	15,63 ± 0,41	1,44 ± 0,25	168,28 ± 34,34
	30	151,78 ± 23,36	58,91 ± 1,72	15,65 ± 0,54	1,73 ± 0,33	191,06 ± 20,42
	90	146,64 ± 29,89	58,95 ± 2,09	15,68 ± 0,81	1,86 ± 0,30	180,58 ± 32,14
	240	138,13 ± 19,09	45,15 ± 1,59	15,33 ± 0,62	1,73 ± 0,38	130,50 ± 16,39
10-20 cm	0	118,78 ± 24,19	7,72 ± 1,57	15,40 ± 0,47	0,88 ± 0,26	123,63 ± 36,27
	10	127,54 ± 18,06	19,95 ± 1,39	15,43 ± 0,56	1,07 ± 0,13	149,45 ± 17,06
	30	123,96 ± 18,46	7,81 ± 1,39	15,94 ± 0,58	1,18 ± 0,22	160,12 ± 16,67
	90	120,78 ± 26,03	19,81 ± 1,98	15,80 ± 1,41	1,46 ± 0,43	145,04 ± 25,93
	240	118,53 ± 14,4,3	7,77 ± 1,23	15,35 ± 0,60	1,39 ± 0,24	109,94 ± 16,09
20-40 cm	0	105,86 ± 22,36	6,70 ± 1,51	15,86 ± 0,70	0,77 ± 0,20	110,72 ± 28,93
	10	114,38 ± 17,45	7,17 ± 1,23	16,01 ± 0,62	0,93 ± 0,18	130,61 ± 17,68
	30	114,45 ± 15,75	7,20 ± 1,20	15,97 ± 0,68	1,06 ± 0,32	144,28 ± 27,11
	90	112,06 ± 22,44	7,32 ± 1,46	15,30 ± 0,55	1,25 ± 0,34	136,08 ± 29,23
	240	106,81 ± 20,00	6,88 ± 1,54	15,66 ± 0,75	1,03 ± 0,33	97,15 ± 22,64

Tabela 4. Valores médios e desvio padrão (DP) para carbono nas frações da matéria orgânica e as relações entre as frações antes da queima e aos 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil). após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

		HUM	AF	AH	AH : AF	HUM : EA
		g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹		
0 - 10 cm	0	9,5 ± 2,6	3,4 ± 0,3	2,0 ± 1,4	0,6 ± 0,4	1,8 ± 0,6
	10	9,8 ± 3,0	3,6 ± 0,6	3,5 ± 0,4	1,0 ± 0,2	1,4 ± 0,4
	30	10,8 ± 1,9	3,4 ± 0,4	3,7 ± 0,6	1,1 ± 0,1	1,5 ± 0,2
	90	8,9 ± 1,8	3,2 ± 0,5	3,5 ± 0,6	1,1 ± 0,1	1,4 ± 0,3
	240	10,7 ± 2,0	4,4 ± 0,7	6,3 ± 0,8	1,5 ± 0,3	1,0 ± 0,2
10-20 cm	0	8,4 ± 1,9	3,1 ± 0,8	2,0 ± 0,8	0,7 ± 0,3	1,7 ± 0,5
	10	8,9 ± 2,2	3,9 ± 1,3	4,0 ± 2,0	1,0 ± 0,4	1,2 ± 0,2
	30	8,7 ± 1,6	3,2 ± 0,6	4,3 ± 1,9	1,4 ± 0,7	1,2 ± 0,4
	90	8,8 ± 2,4	3,0 ± 0,6	3,9 ± 1,8	1,3 ± 0,6	1,3 ± 0,3
	240	8,5 ± 2,1	4,5 ± 0,8	7,6 ± 2,8	1,8 ± 0,9	0,7 ± 0,2
20-40 cm	0	7,4 ± 1,8	3,1 ± 0,7	1,6 ± 0,4	0,5 ± 0,1	1,6 ± 0,6
	10	9,3 ± 1,3	3,3 ± 0,6	3,4 ± 1,6	1,1 ± 0,4	1,5 ± 0,4
	30	7,3 ± 2,2	3,1 ± 0,5	3,7 ± 2,1	1,2 ± 0,6	1,1 ± 0,3
	90	8,3 ± 2,6	3,1 ± 0,3	3,7 ± 1,7	1,2 ± 0,5	1,2 ± 0,4
	240	6,6 ± 1,5	4,1 ± 0,8	6,8 ± 3,1	1,7 ± 0,8	0,6 ± 0,2

HUM – humina; AF – ácido fúlvico; AH – ácido húmico; EA (AF+AH) – extrato alcalino.

Tabela 5. Valores médios e desvio padrão (DP) para densidade do solo (DS), estoque de carbono (EstC) e estoque de nitrogênio (EstN) antes da queima, 10, 30, 90 e 240 dias após a queima prescrita nos campos de altitude do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, Brasil).

		DS	EstC	EstN
		Mg.m⁻³	Mg.ha⁻¹	Mg.ha⁻¹
0 - 10 cm	0	0,94 ± 0,24	169,81 ± 69,42	10,63 ± 3,75
	10	0,74 ± 0,39	118,79 ± 33,40	7,62 ± 2,20
	30	0,76 ± 0,33	130,12 ± 39,22	8,32 ± 2,56
	90	0,86 ± 0,43	143,23 ± 57,93	9,19 ± 3,85
	240	0,60 ± 0,11	99,62 ± 29,05	6,52 ± 2,00
10-20 cm	0	1,17 ± 0,22	185,47 ± 73,78	12,00 ± 4,62
	10	0,88 ± 0,33	136,49 ± 15,83	8,87 ± 1,18
	30	0,79 ± 0,29	119,46 ± 19,66	7,50 ± 1,25
	90	1,05 ± 0,34	151,29 ± 67,01	10,44 ± 4,45
	240	0,71 ± 0,18	111,43 ± 38,83	7,29 ± 2,66
20-40 cm	0	1,16 ± 0,17	179,23 ± 114,32	11,34 ± 7,21
	10	0,94 ± 0,29	134,60 ± 27,27	8,41 ± 1,67
	30	0,88 ± 0,24	126,77 ± 24,91	7,98 ± 1,75
	90	1,09 ± 0,40	147,60 ± 25,02	9,68 ± 1,78
	240	0,77 ± 0,20	109,88 ± 43,69	7,10 ± 3,01

DS – Densidade do solo; EstC – estoque de carbono; EstN – estoque de nitrogênio.