

MARIA ALINNY CRUZ DA SILVA

IMPACTO DO FOGO EM UMA ÁREA DE CAATINGA PERNAMBUCANA:
VEGETAÇÃO, BANCO DE SEMENTES E FAUNA EDÁFICA

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Julho – 2023

MARIA ALINNY CRUZ DA SILVA

IMPACTO DO FOGO EM UMA ÁREA DE CAATINGA PERNAMBUCANA:
VEGETAÇÃO, BANCO DE SEMENTES E FAUNA EDÁFICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais. Área de Concentração: Ciências Florestais. Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação da Natureza.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Maria da Penha Moreira Gonçalves

Coorientador: Prof. Dr. Edgar Alberto do Espírito Santo Silva

RECIFE

Pernambuco – Brasil

Julho – 2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M333i Silva, Maria Alinny Cruz da
IMPACTO DO FOGO EM UMA ÁREA DE CAATINGA PERNAMBUCANA: VEGETAÇÃO,
BANCO DE SEMENTES E FAUNA EDÁFICA / Maria Alinny Cruz da Silva. - 2023.
85 f. : il.

Orientadora: Maria da Penha Moreira Goncalves.
Coorientador: Edgar Alberto do Espirito Santo Silva.
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais, Recife, 2023.

1. Espécies lenhosas. 2. Banco de sementes do solo. 3. Efeitos do fogo. 4. Entomofauna edáfica. 5. Rebrotas. I. Goncalves, Maria da Penha Moreira, orient. II. Silva, Edgar Alberto do Espirito Santo, coorient. III. Título.

CDD 634.9

MARIA ALINNY CRUZ DA SILVA

**IMPACTO DO FOGO EM UMA ÁREA DE CAATINGA PERNAMBUCANA:
VEGETAÇÃO, BANCO DE SEMENTES E FAUNA EDÁFICA**

Aprovado em:

Banca Examinadora:

Prof^ª. Dr^ª. Maria de Jesus Nogueira Rodal
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

Prof^º. Dr^º. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

Orientadora:

Prof^ª. Dr^ª. Maria da Penha Moreira Gonçalves
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Julho – 2023

À minha mãe, Lení Rodrigues

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por guiar-me nesse caminho, me dando fé, coragem e discernimento para seguir sempre em frente na busca por meus objetivos.

À minha querida mãe, Leni Rodrigues, por todo amor e por nunca medir esforços para que eu alcançasse meus objetivos. És o meu espelho, maior exemplo de força e coragem que eu poderia ter.

À minha família, pelo apoio e incentivo. Especialmente a meus irmãos, Ana Cláudia, Elisvanete, Rafael, Lia e Alicy, que sempre estiveram ao meu lado, me motivando e vibrando a cada conquista.

À minha orientadora, Maria da Penha, pelo apoio, paciência e por confiar a mim, o desenvolvimento dessa pesquisa.

A Jailson Silva, pelo incentivo, ajuda, paciência e por sempre está disposto a me ouvir, principalmente nos momentos mais difíceis dessa jornada.

Aos colegas do PPGCF/UFRPE, em especial aqueles que tanto me ajudaram em campo: Naldiran, Ricardo, Jailson, Atíla e Maurício Matheus. Obrigada por toda ajuda, momentos de descontração e aprendizado.

Agradeço a Fabrício, Tainá, Josefa, Erika, Juliana, Denis, Diogo, Tamires, prof^o Rafael e Maiara, pelo auxílio em pontos fundamentais da pesquisa.

Agradeço ao Zé Maria, Iranildo, Muca e Rita, moradores da comunidade próxima ao Parque Estadual Mata da Pimenteira (PEMP), por toda ajuda durante a pesquisa em campo.

À Angela Maria, curadora do Herbáreo Sérgio Tavares – UFRPE e também a Horivânia, pela ajuda na identificação do material botânico.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UFRPE pela valiosa contribuição na minha formação acadêmica e à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

A CPRH, pela liberação da pesquisa na referida unidade de conservação.

Ao Rodrigo, Gestor do PEMP, pelo suporte durante, e principalmente ao final da pesquisa.

A todos que de alguma forma contribuíram para conclusão desta etapa. OBRIGADA!

“Os sonhos não determinam o lugar em que você vai estar, mas produzem a força necessária para tirá-lo do lugar em que está”

Augusto Cury

SILVA, MARIA ALINNY CRUZ DA, **Impacto do fogo em uma área de Caatinga pernambucana: vegetação, banco de sementes e fauna edáfica**. 2023. Orientador: Maria da Penha Moreira Gonçalves. Coorientador: Edgar Alberto do Espírito Santo Silva

RESUMO

Os efeitos de incêndios florestais sobre a biodiversidade de florestas de Caatinga ainda são pouco conhecidos, especialmente em áreas queimadas acidentalmente. Entretanto, essas pesquisas são fundamentais para o direcionamento de estratégias de restauração florestal mais eficazes. Sendo assim, esse estudo objetivou avaliar o impacto do fogo em atributos vegetacionais e edáficos em uma área queimada no semiárido pernambucano, e contribuir para políticas públicas de conservação e restauração das áreas florestais da Caatinga. Para isso, selecionou-se duas áreas pertencentes ao Parque Estadual Mata da Pimenteira-PE, sendo uma área queimada e uma sem ocorrência do fogo, denominada área controle. Foram instaladas 48 parcelas de 20 x 20 m (400 m²) nas respectivas áreas, onde foi mensurada a altura de carbonização de 10 indivíduos em cada parcela (março de 2021), utilizando uma fita métrica e/ou vara graduada e, com esses dados foi possível caracterizar a intensidade do fogo. Com exceção do comportamento do fogo, todos os demais variáveis foram avaliadas nas duas áreas. No levantamento fitossociológico das espécies lenhosas, foi medido a altura total (H) e o diâmetro a nível da base (DNB) de todos os indivíduos com $DNB \geq 3$ cm e $H \geq 1$ m. As espécies foram identificadas e distribuídas entre os centros de classes hipsométricas e diâmetricas. Aos dois anos do incêndio, foi verificado a presença e ausência de rebrotas em indivíduos que sofreram mortalidade aérea, o local da rebrota (base, tronco, tronco/base) e a distribuição desses indivíduos nas classes de altura e de diâmetro. Para o levantamento das espécies que compõem o banco de sementes do solo, foram coletadas amostras de solo com auxílio de um gabarito de 20x20 cm na profundidade de 5 cm do solo, as amostras foram estabelecidas no viveiro florestal, sendo submetidas a um sistema de irrigação manual até a germinação das sementes, por um período de 12 semanas. A entomofauna edáfica foi avaliada utilizando armadilhas *Pitfall*, fixadas no centro de cada parcela, onde permaneceram por 48 horas, sendo encaminhados ao laboratório para identificação a nível de ordem. Os resultados mostraram que o fogo na área queimada ocorreu de forma superficial, sendo considerado de intensidade moderada. As duas áreas apresentaram padrões semelhantes em relação as espécies de maior valor de importância. Entretanto, em todos os parâmetros fitossociológicos avaliados, a área queimada apresentou redução nesses valores, se comparada a área controle. A quantidade de indivíduos mortos e com mortalidade aérea emitindo rebrotas, concentraram em classes de altura e diâmetro inferiores, o que demonstrou maior sensibilidade desses indivíduos aos efeitos do fogo. As espécies *Croton blanchetianus*, *Bauhinia cheilantha* e *Cenostigma nordestinum* destacaram-se em relação aos parâmetros fitossociológicos avaliados, além de também terem emitido mais rebrotas. O banco de sementes do solo se encontra empobrecido nas duas áreas, e na área queimada o mesmo foi correlacionado negativamente com a intensidade do fogo. A entomofauna edáfica apresentou redução entre as áreas, tendo como principais ordens Hymenoptera, Araneae e Diptera. Portanto, considera-se que o incêndio ocorrido na Mata da Pimenteira, acarretou alterações nos atributos vegetacionais e edáficos, mas não ao ponto da área não conseguir se estabelecer novamente. Dessa forma, recomenda-se ações de prevenção contra incêndios e a aplicação de técnicas de restauração florestal passiva, visando a manutenção da biodiversidade e equilíbrio dessa área, em menor tempo possível.

Palavras-chave: Espécies lenhosas, Banco de sementes do solo, Efeitos do fogo, Entomofauna edáfica, Rebrotas.

SILVA, MARIA ALINNY CRUZ DA, **impact of fire in a caatinga area of pernambucana: vegetation, seed bank and edaphic fauna**. 2023. Advisor: Maria da Penha Moreira Gonçalves. Co-supervisor: Edgar Alberto do Espirito Santo Silva

ABSTRACT

The effects of forest fires on the biodiversity of Caatinga forests are still little known, especially in accidentally burned areas. However, these surveys are essential for directing more effective forest restoration strategies. Therefore, this study aimed to evaluate the impact of fire on vegetational and edaphic attributes in a burned area in the semi-arid region of Pernambuco, and to contribute to public policies for the conservation and restoration of forest areas in the Caatinga. For this, two areas belonging to the Mata da Pimenteira-PE State Park were selected, one burned area and one without fire occurrence, called control area. 48 plots of 20 x 20 m (400 m²) were installed in the respective areas, where the carbonization height of 10 individuals in each plot was measured (March 2021), using a measuring tape and/or graduated rod and, with these data it was possible to characterize the intensity of the fire. With the exception of fire behavior, all other variables were evaluated in both areas. In the phytosociological survey of woody species, the total height (H) and diameter at base level (DNB) of all individuals with $DNB \geq 3$ cm and $H \geq 1$ m were measured. Species were identified and distributed between centers of hypsometric and diameter classes. Two years after the fire, the presence and absence of regrowth was verified in individuals that suffered air mortality, the location of regrowth (base, trunk, trunk/base) and the distribution of these individuals in height and diameter classes. For the survey of the species that make up the soil seed bank, soil samples were collected with the aid of a 20x20 cm template at a depth of 5 cm from the soil, the samples were established in the forest nursery, being subjected to an irrigation system until seed germination, for a period of 12 weeks. The edaphic entomofauna was evaluated using Pitfall traps, fixed in the center of each plot, where they remained for 48 hours, being sent to the LAPROF-UFRPE laboratory for identification at the order level. The results showed that the fire in the burned area occurred superficially, being considered of moderate intensity. The two areas showed similar patterns in relation to the species with the highest importance value. However, in all phytosociological parameters evaluated, the burned area showed a reduction in these values, when compared to the control area. The amount of dead individuals and with aerial mortality emitting regrowths, concentrated in lower height and diameter classes, which demonstrated greater sensitivity of these individuals to the effects of fire. The species *Croton blanchetianus*, *Bauhinia cheilantha* and *Cenostigma nordestinum* stood out in relation to the evaluated phytosociological parameters, in addition to having also emitted more regrowths. The soil seed bank is impoverished in both areas, and in the burned area it was negatively correlated with fire intensity. The edaphic entomofauna showed a reduction between the areas, with the main orders Hymenoptera, Araneae and Diptera. Therefore, it is considered that the fire that occurred in Mata da Pimenteira led to changes in vegetational and edaphic attributes, but not to the point where the area could not be established again. Thus, fire prevention actions and the application of passive forest restoration techniques are recommended, aiming at maintaining the biodiversity and balance of this area in the shortest possible time.

Keywords: Woody species, Soil seed bank, Effects of fire, Edifice entomofauna, Regrowth.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área controle e queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	27
Figura 2. A – Mensuração da altura de carbonização e B – mensuração do CNB em indivíduos queimados presentes uma área queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	29
Figura 3. A- Coleta de amostras do solo para avaliação da composição florística do banco de sementes nas respectivas áreas de estudo; B – Bandejas estabelecidas na casa de vegetação do viveiro florestal da UFRPE.....	31
Figura 4. Indivíduos carbonizados nas parcelas da área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	35
Figura 5. Curva de acumulação de espécies arbustivo-arbóreas adultas (curva do coletor) em relação a área amostrada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. A – área controle; B – área queimada.....	38
Figura 6. Famílias e número de espécies arbustivo-arbóreas adultas no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	40
Figura 7. Formas de crescimento do componente arbustivo-arbóreo adulto nas áreas de estudo no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	42
Figura 8. Síndrome de dispersão das espécies arbustivo-arbórea adultas das áreas de estudo no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	43
Figura 9. Distribuição hipsométrica dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos nos centros de classes da área controle e queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	49
Figura 10. Distribuição diamétrica dos indivíduos arbustivo-arbóreos adultos nos centros de classes da área controle e queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	51
Figura 11. Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos que sofreram mortalidade aérea em relação ao tipo de rebrota na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	55
Figura 12. Espécies e número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos que sofreram mortalidade aérea e estão rebrotando e o tipo de rebrota na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	56
Figura 13. Rebrota de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. A – <i>C. blanchetianus</i> ; B – <i>B. cheilantha</i> ; C –	

<i>C. nordestinum</i> e D – <i>A. pyrifolium</i> . Sendo: A, B e C – rebrota na base; D – rebrota na base e troco.....	56
Figura 14. Número plântulas emergidas semanalmente no banco de semente do solo das áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	58
Figura 15. Famílias e número de espécies das plântulas emergidas no banco de sementes do solo das áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	61
Figura 16. Algumas das espécies herbáceas ocorrentes no banco de sementes do solo da área controle e área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Sendo: A - <i>Scoparia dulcis</i> L.; B - Poaceae 1; C - <i>Cyperus</i> sp.; D - <i>Oxalis</i> sp.; E - <i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger.; F - <i>Ludwigia</i> sp.; G – <i>C. blanchetianus</i> Baill; H - <i>Mimosa</i> sp.....	62
Figura 17. Análise de Correlação de Pearson das variáveis estudadas na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	63
Figura 18. Forma de crescimento das espécies que compõem o banco de sementes do solo nas áreas de estudo no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	64
Figura 19. Representantes de indivíduos da entomofauna edáfica coletada durante o período chuvoso de 2022, nas áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Sendo: A - Araneae; B - Hemiptera; C - Archaeognatha; D - Acarina; E - Coleoptera; F - Scorpiones; G - Neuroptera; H – Hymenoptera; I - Blattaria; J - Collembola; K - Lepdoptera; L - Quilopode; M - Isoptera; N - Squamata; O - Phasmatodea; P – Orthoptera.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Intensidade do fogo e nível de aceitação da severidade para espécies florestais da Caatinga.....	21
Tabela 2. Lista das famílias e espécies das áreas de estudos situadas na Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. Sendo: A1 = área controle; A2 = área queimada; FC = forma de crescimento: Arv = arbóreo; Arb = arbustivo; Ne = não especificado; SD = síndrome de dispersão: Ane = anemocoria; Zoo = zoocoria; Aut = autocoria; Ne = não especificado.....	38
Tabela 3. Estimativa dos parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) do componente arbustivo-arbóreo adulto de uma área controle no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. Em que: Ni = número de indivíduos; FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa; DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa e VI = valor de importância.....	44
Tabela 4. Estimativa dos parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) do componente arbustivo-arbóreo adulto de uma área queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. Em que: Ni = número de indivíduos; FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa; DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa e VI = valor de importância.....	46
Tabela 5. Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (C') e equabilidade de Pielou (J') das áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	48
Tabela 6. Classes de altura dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos que sofreram mortalidade e sua frequência relativa (FR%) na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	50
Tabela 7. Classes de diâmetro dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos que sofreram mortalidade e sua frequência relativa (FR%) na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	52
Tabela 8. Classes de altura e diâmetro dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos que sofreram mortalidade aérea e sua frequência relativa (FR%) na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.....	53
Tabela 9. Florística e número de indivíduos do banco de sementes do solo da área controle (Área 1) e área queimada (Área 2) do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.	

Sendo: FC = forma de crescimento: Her = herbáceo; Arb = arbustivo; Arbo = arbóreo.....59

Tabela 10. Ordens e número de indivíduos da entomofauna edáfica, coletada durante o período chuvoso de 2022, nas áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Sendo: Ni = número de indivíduos; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa (%)......66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1 CAATINGA	17
2.2 INCÊNDIO FLORESTAL	19
2.2.1 <i>Comportamento do Fogo</i>	20
2.2.2 <i>Intensidade do Fogo</i>	20
2.3 INDICADORES ECOLÓGICOS	22
2.3.1 <i>Fitossociologia</i>	22
2.3.2 <i>Banco de sementes do solo</i>	23
2.3.3 <i>Entomofauna edáfica</i>	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1 ÁREA DE ESTUDO	27
3.2 COLETA DE DADOS	28
3.2.1 <i>Amostragem</i>	28
3.2.2 <i>Caracterização do comportamento do fogo</i>	29
3.2.3 <i>Fitossociologia do componente arbustivo – arbóreo adulto</i>	29
3.2.4 <i>Rebrota do componente arbustivo-arbóreo adulto</i>	30
3.2.5 <i>Composição do banco de sementes do solo</i>	30
3.2.6 <i>Entomofauna edáfica</i>	31
3.3 ANÁLISE DE DADOS	33
3.3.1 <i>Caracterização do comportamento do fogo</i>	33
3.3.2 <i>Fitossociologia do componente arbustivo – arbóreo adulto</i>	33
3.3.3 <i>Distribuição hipsométrica e diamétrica</i>	34
3.3.4 <i>Composição do banco de sementes do solo</i>	34
3.3.5 <i>Entomofauna edáfica</i>	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1 Comportamento do fogo	35
4.1.1 <i>Altura de carbonização</i>	35
4.1.2 <i>Intensidade do fogo</i>	36
4.2 Fitossociologia do componente arbustivo-arbóreo adulto	37
4.2.1 <i>Suficiência amostral</i>	37
4.2.2 <i>Florística do componente arbustivo-arbóreo adulto</i>	38
4.2.3 <i>Parâmetros fitossociológicos</i>	44
4.2.4 <i>Diversidade do componente arbustivo-arbóreo adulto</i>	47

4.2.5	<i>Distribuição hipsométrica do componente arbustivo-arbóreo adulto</i>	48
4.2.6	<i>Distribuição diamétrica do componente arbustivo-arbóreo adulto</i>	51
4.3	Rebrota do componente arbustivo-arbóreo adulto	53
4.4	Composição do banco de sementes do solo	58
4.5	Entomofauna edáfica	66
5.	CONCLUSÕES	69
6.	REFERÊNCIAS	70

1. INTRODUÇÃO

O fogo é um instrumento usado desde as épocas mais remotas da civilização para limpeza de terreno ou manejo na agricultura e pecuária, visto que seu uso é considerado uma prática barata e rápida (SOARES; BATISTA, 2007). Entretanto, com o passar dos anos, o fogo passou a ser utilizado com frequência e de maneira desordenada, muitas vezes fugindo do controle do ser humano e ocasionando numerosos impactos ao meio ambiente. Assim, quando o fogo se propaga de maneira descontrolada, consumindo os materiais combustíveis de uma floresta, ele passa a ser definido como incêndio florestal (DUTRA-JÚNIOR et al., 2021).

Quando os incêndios florestais, definidos como ocorrência de fogo sem controle em uma área florestal, atingem ecossistemas que não evoluíram com sua presença, os impactos recaem sobre a flora, fauna e solo de forma direta, afetando o da área atingida (BEUTLING, 2005). O fogo descontrolado pode acarretar a destruição da cobertura vegetal, morte de microrganismos, aumento de pragas no meio ambiente, perda de nutrientes do solo, ressecamento do solo etc. (LUCIARDO; CUNHA; SILVA-JUNIOR, 2004). Além dos seus impactos diretos, os incêndios contribuem indiretamente, com a degradação ambiental, deixando o solo mais susceptível a processos erosivos (WHITE; RIBEIRO; SOUZA, 2013).

Os esforços para conhecer e compreender os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais sazonalmente secas são relativamente recentes (MELO; DURIGAN, 2010), especialmente nas florestas da Caatinga, que têm sido apontadas como uma das mais críticas no que se refere à conservação, sendo uma das mais ameaçadas e alteradas pelas atividades antrópicas (JESUS et al., 2020). A região semiárida é uma das mais populosas do Brasil, mesmo em suas áreas mais rurais. Essas populações geralmente dependem das florestas para lenha, madeira, forragem e outros serviços ecossistêmicos que a floresta fornece, como estabilização do solo e ciclagem de nutrientes (SILVA et al., 2017).

A Caatinga é um dos ecossistemas mais afetados pelas queimadas descontroladas (MARIANO et al., 2018; SILVA-JÚNIOR; PACHECO, 2021), e os aspectos climáticos desse ecossistema, como: altas temperaturas, baixa umidade e extrema variação de chuva - distribuídas de forma irregular e concentradas em poucos meses do ano - tornam o ambiente mais propício para propagação do fogo (SAMPAIO, 2010; MARIANO et al., 2018), podendo assim, ocasionar problemas para a biodiversidade e funcionamento de processos ecológicos existentes nesses locais (PRUDENTE, 2010).

Globalmente, o número de ocorrências de incêndios têm aumentado rapidamente (REDDY; SARIKA, 2022), e estima-se que mais de 7,20 bilhões de hectares de florestas foram

queimados entre 2001 e 2018, o que equivale a cerca de 400 milhões de hectares por ano, apesar dos inúmeros esforços para reverter essa tendência (ARTÉS et al., 2019).

Perante o exposto, a restauração das áreas queimadas surge como uma necessidade urgente na reversão do quadro de degradação, de perda de biodiversidade e de reestruturação e ligação dos habitats perdidos aos ambientes conservados (ASSIS; CAMPOS; GIRÃO, 2019). Entretanto, ainda existem muitas lacunas de conhecimento no setor de restauração de áreas de Caatinga, em que inúmeras relações ecológicas ainda precisam de maiores investimentos em pesquisas para serem compreendidas. Assim, estudos que avaliem os impactos do fogo sobre a biodiversidade e a capacidade de recuperação desse ambiente são indispensáveis, pois estes irão direcionar a elaboração de estratégias de manejo e restauração florestal mais eficazes.

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar o impacto do fogo em atributos vegetacionais e edáficos em uma área queimada acidentalmente no semiárido pernambucano. E, por meio das informações obtidas, contribuir para o direcionamento de políticas públicas voltadas para a conservação e restauração das áreas florestais da Caatinga.

Os objetivos específicos desse trabalho foram: caracterizar a intensidade do incêndio florestal no Parque Estadual Mata da Pimenteira, PE; Avaliar a estrutura e composição florística do componente arbustivo-arbóreo adulto em estudo e comparar com uma área controle; Verificar a presença de rebrotas em indivíduos carbonizados da área queimada; Analisar a regeneração natural via banco de sementes e compará-la com a área controle; Avaliar a fauna edáfica presente na área queimada e comparar com a área controle.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CAATINGA

A vegetação de Caatinga faz parte das florestas tropicais secas e abrange aproximadamente 844.453 km² de extensão territorial, englobando os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais (BRASIL, 2023). A floresta seca da Caatinga é um dos maiores e mais biodiversos blocos de Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) do mundo, sendo composta por 3150 espécies de plantas vasculares, 276 formigas, 386 peixes, 98 anfíbios, 191 répteis, 548 aves e 183 mamíferos (SUNDERLAND et al., 2015; SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017; DEXTER et al., 2018).

A Caatinga é caracterizada por altos níveis de radiação solar, em virtude da sua posição geográfica em relação ao Equador, por conseguinte, apresenta elevadas taxas de evapotranspiração e baixas taxas de precipitação. A temperatura média anual varia pouco,

ficando entre 25°C e 30°C, com poucos graus de diferença entre as médias dos meses mais quentes e mais frios (SAMPAIO, 2003).

A precipitação média anual oscila de 300-1000 mm, ocorrendo de forma irregular e sendo concentrada em poucos meses do ano, com alternância de anos chuvosos com anos de secas (ERASMI et al., 2014; LOPES; ARAÚJO; VASCONCELLOS, 2015). Em relação às altitudes, essas podem ser consideradas relativamente baixas, exceto alguns pontos que ultrapassam os 2.000 m na Bahia (SAMPAIO, 2003).

As secas constantes e os baixos índices pluviométricos caracterizam a disposição de solos como sendo pouco profundos, pedregosos e geologicamente pouco evoluídos (BARROSO, 2017). Se tratando da sua classificação, no bioma ocorre predominantemente diversas unidades geoambientais, formada por Latossolos, litólicos, podzólicos, além de Argissolos, Planossolos, Luvisolos, Neossolos e Vertissolos (PEREIRA-FILHO et al., 2013).

Essas variedades de solos ocorrem devido à grande variação das rochas, que engloba quartzito, arenito, calcário e granito (SANTOS et al., 2012) e que juntamente com o clima, são responsáveis por moldar os padrões de distribuição e tipos de vegetação existentes na Caatinga. (SAMPAIO, 1995; VELLOSO et al., 2002, RODAL; COSTA; SILVA, 2008).

A Caatinga como um Domínio Fitogeográfico formado por um conjunto de unidades florísticas de florestas tropicais sazonalmente secas, diferenciadas fortemente por fatores espaciais e ambientais (SANTOS et al., 2012). Sendo essas unidades denominadas como Depressões Sertanejas, Planalto da Borborema, Serras, Maciços e Inselbergs, Chapadas, Bacias Sedimentares, Áreas Aluviais (RIBEIRO-FILHO; BARROS; RIBEIRO, 2016; SOUZA, 2020).

As florestas da Caatinga são heterogêneas, compostas por diferentes fitofisionomias, sendo elas: caatinga arbórea, caatinga arbustiva, mata seca e carrasco (SENA, 2011). O tipo de vegetação predominante são paisagens com árvores do estrato arbustivo-arbóreo, caracterizado pela grande quantidade de ramificações e fustes tortuosos e retorcidos (PAES et al., 2013), contendo folhas pequenas e espinhos, havendo a perda total ou parcial da folhagem durante o período seco (SILVA, 2016; PEIXOTO; LUZ; BRITO, 2016). Além da presença de espécies herbáceas, cactáceas e bromeliáceas (ALVES et al., 2017).

As espécies vegetais da Caatinga possuem caracteres morfológicos, anatômicos e ecofisiológicos, que as tornam adaptadas as condições adversas de clima e solo, assim, possibilitando sua sobrevivência em cada fisionomia (PEREIRA-JÚNIOR et al., 2012; SANTOS et al., 2014). No entanto, apesar de sua vasta extensão e elevada biodiversidade, incluindo diversas espécies endêmicas, o conhecimento científico desse tipo de vegetação, sua biodiversidade e manejo são muito menos estudados que nos outros ecossistemas brasileiros

(VIEIRA et al., 2016). Sendo o bioma um dos mais impactados, possuindo menos de 2% do seu território protegido (RIBEIRO et al., 2015). A degradação desse ambiente é resultante das inúmeras intervenções humanas decorrentes do processo de ocupação do território até os tempos atuais. Os impactos socioambientais negativos ocorrentes em grande parte da Caatinga, vem acarretando uma série de consequências, dentre elas, impactos sobre a flora, fauna e, por conseguinte, degradação dos solos (SOARES; ALMEIDA, 2011; FERREIRA et al., 2014). Práticas como a exploração de madeira, pecuária, caça, agricultura inadequada incluindo o uso de agrotóxicos, fogo, acarretam no empobrecimento da qualidade de vida desse ecossistema (SUNDERLAND et al., 2015; ANTONGIOVANNI et al., 2020).

Essa região tem sofrido com a perda de vegetação (VIEIRA et al., 2016), dessa forma, faz-se necessário uma preocupação quanto as florestas em áreas de Caatinga, uma vez que impactos sobre elas resultará em várias consequências negativas, como a perda de nutrientes do solo, atividade microbiana, comprometendo drasticamente a manutenção da biodiversidade (ARAÚJO-FILHO et al., 2018).

2.2 INCÊNDIO FLORESTAL

O fogo é um fenômeno natural que desempenha um papel ecológico fundamental em vários ambientes terrestres, ocorrendo de maneira natural, acidental ou intencional (ANJOS et al., 2022). Em ambientes naturais, o fogo passa a ser caracterizado como incêndio florestal quando se propaga de maneira descontrolada, consumindo os materiais combustíveis de uma floresta e afetando processos ecológicos existente nela (DUTRA-JÚNIOR et al., 2021). Nos últimos anos, vem crescendo a dimensão (SOUZA-ALONSO et al., 2022) e o número de áreas florestais afetadas por incêndios florestais mundialmente, sendo essas alterações nos padrões naturais do regime de fogo, impulsionados principalmente por impactos antropogênicos (BOWMAN et al., 2020; LINDENMAYER et al., 2020).

Todos os anos, cerca de 10 milhões de hectares de florestas são vítimas de ocorrências de incêndios no mundo, causados principalmente pela exploração para agricultura e pecuária (TORRES et al., 2017; CURT; RIGOLOT, 2020). No Brasil, os incêndios florestais são considerados um dos principais problemas ambientais, que colaboram com a destruição e ameaça a biodiversidade das florestas (LOPES et al., 2018).

De acordo com dados do INPE (2023), foram registrados no Brasil, 135.693 focos de incêndio entre janeiro e outubro de 2023, enquanto no mesmo período de 2020, 2021 e 2022 foram registrados respetivamente 193.793, 160.977, 168.567, focos acumulados de incêndio. Os impactos acarretados pelos incêndios florestais são inúmeros, e incluem principalmente a

destruição da cobertura vegetal, morte de microrganismos, aumento de pragas no meio ambiente, perda de nutrientes do solo e ressecamento do solo (LUCIARDO; CUNHA; SILVA-JUNIOR, 2004). Além de impactos diretos, contribuem indiretamente com a degradação ambiental, deixando o solo mais suscetível a erosão (WHITE; RIBEIRO; SOUZA, 2013).

Os impactos decorrentes dos incêndios florestais vão variar de acordo com o tipo de ambiente, uma vez que existem “ecossistemas dependentes do fogo” ou seja, que evoluíram com a sua presença e por isso as espécies precisam do fogo para completar seus ciclos de vida (RUNDEL et al., 2018). Por exemplo, a fauna muitas vezes é beneficiada por habitats ou disponibilidade de recursos induzidos por incêndios florestais (KELLY; BROTONS, 2017),

Por outro lado, existem “ecossistemas sensíveis do fogo”, como é o caso das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (STDF), ao qual incluem a região semiárida brasileira, onde está a vegetação Caatinga da Caatinga, uma área de baixos índices pluviométricos e elevadas temperaturas, considerada estruturalmente mais vulnerável à degradação do fogo (MELO; CIRNE, 2019). Nesses locais, a ocorrência de incêndios pode aumentar potencialmente a mortalidade das plantas, ocasionando a destruição ou extinção de espécies e seus habitats (MYERS, 2006), podendo afetar principalmente os estratos florestais inferiores, ou mesmo atingir árvores adultas quando ocorrem eventos de incêndios de alta intensidade (ARAÚJO et al., 2017; MCDOWELL et al., 2020).

2.2.1 Comportamento do Fogo

Para compreensão dos constituintes do fogo e seus efeitos sobre qualquer componente ecológico, é necessário o estudo do comportamento do fogo. O comportamento do fogo indica sua ação, ou seja, descreve suas principais características como velocidade, intensidade, material queimado, tempo de queima, calor liberado, umidade de material combustível, dentre outros (SOARES; BATISTA, 2007). Dessa forma, determinará as medidas e técnicas a serem empregadas no combate do fogo, caso seja necessário (CAMARGOS et al., 2015). O estudo do comportamento do fogo é importante para auxílio à tomada de decisão em atividades de manejo, tais como a execução de queimadas controladas e na proposição de estratégias de prevenção e combate aos incêndios (MAGALHÃES et al., 2017). Uma das mais importantes variáveis no estudo do comportamento do fogo, é conhecer sua intensidade (SOARES; BATISTA, 2007).

2.2.2 Intensidade do Fogo

A intensidade do fogo é definida como a taxa de liberação de energia por unidade de tempo e unidade de comprimento do fogo (BROWN; DAVIS, 1973), e está relacionada

diretamente com a quantidade e o tipo de material combustível disponível, podendo variar de acordo com a temperatura e umidade do ar, velocidade e direção dos ventos, topografia e umidade da biomassa (CAMARGOS et al., 2015).

Em um incêndio florestal, a intensidade varia de 4,0 a 25.000 kcal.m⁻¹ s⁻¹. Os danos físicos causados nas árvores variam de acordo com a tolerância de calor de cada espécie e, em alguns casos, quando não ocorre a mortalidade ocasionada pela intensidade do fogo, a árvore fica suscetível a doenças e ataques de fungos e parasitas (CAMARGOS et al., 2015). Essa variável, pode ser estimada através do comprimento das chamas. Entretanto, sua medição é muito difícil (CAIN, 1982).

Uma forma mais fácil de medir a intensidade do fogo é por meio da altura média de carbonização da casca das árvores. Essa mensuração da carbonização da casca é medida diretamente nas árvores, após um incêndio (BATISTA; SOARES, 1995). A estimativa de intensidade do fogo por meio da altura média de carbonização da casca foi utilizada por TORRIZI; SOARES, (1987) e BATISTA; LIMA; SOARES, (1993), no qual encontraram correlação estatística entre essas duas variáveis, principalmente para queima de baixa e média intensidade. Desse modo, concluíram que a altura média de carbonização pode ser usada para estimar a intensidade do fogo (BATISTA; LIMA; SOARES, 1993).

Com base na intensidade do fogo é possível determinar o nível de aceitação de severidade do fogo para espécies florestais da Caatinga. Nesse sentido, considera-se os valores utilizados por Vasconcelos et al. (2020a), que foram adaptados dos trabalhos de Shakesby et al. (2006) e McArthur (1967). Tais valores encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1: Intensidade do fogo e nível de aceitação da severidade para espécies florestais da Caatinga.

Intensidade do fogo kW m⁻¹	Severidade
< 10	Muito baixo
11 – 41	Moderadamente Baixo
42 – 60	Baixo
61 – 81	Moderado
82 – 112	Moderadamente Alto
113 – 143	Alto
> 143	Muito Alto

Fonte: Vasconcelos et al. (2020^a) Adaptado de Shakesby et al. (2006) e McArthur (1967).

O fogo de severidade baixa, semelhante a uma queima controlada, não afeta

significativamente a floresta. Em severidade moderada, há uma redução da resistência das árvores, e com isso, ocorre ataque insetos e fungos. Em severidade alta, quando não matam as árvores, deixam danos preocupantes as mesmas (TOZZINI; SOARES, 1987).

2.3 INDICADORES ECOLÓGICOS

Por meio de indicadores ecológicos se avalia a condição do meio ambiente e se monitora as possíveis mudanças ao longo do tempo, fornecendo sinal de alerta precoce de mudanças no meio ambiente e a suposta causa de um problema ambiental (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015). Indicadores ecológicos são frequentemente utilizados na avaliação de processos de restauração da fitofisionomia de um determinado local, representando a reconstituição dos processos ecológicos, garantindo sua perpetuação e funcionalidade para conservação da biodiversidade (FONSECA, 2013). A seleção de indicadores ecológicos deve abranger atributos, como: composição florística, estrutura fitossociológica e processos ecológicos (SER, 2004).

2.3.1 Fitossociologia

A resposta ao fogo varia dependendo da ecologia da comunidade florestal, de cada espécie e do regime de fogo, especialmente frequência, intensidade, estação do ano e tamanho da área queimada (ELE; OUTROS, 2019). Incêndios frequentes e severos alteram a composição e estrutura vegetal, provocando a mortalidade de indivíduos, eliminação de espécies mais sensíveis, perda de caules ou troncos, além de provocar a morte dos meristemas aéreos, fazendo com que determinada comunidade de lenhosas permaneça por anos numa faixa de altura, onde o recrutamento desses para a classe adulta é impedido (MIRANDA et al., 2009).

Nesse contexto, a composição, estrutura e diversidade de espécies lenhosas são considerados importantes indicadores do nível de conservação de uma vegetação e de alterações no solo, causadas pelo seu uso inadequado (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010). Dessa forma, estimativas desses parâmetros podem ser usados no diagnóstico de degradação de uma área perturbada.

Em ecossistemas recentemente queimados, a primeira evidência, além da aparência carbonizada, são as mudanças na estrutura e composição da vegetação (RIBEIRO; BRUNA; MANOVANI et al., 2010), determinadas pela frequência e intensidade do fogo (OTTERSTROM, SCHWARTZ; VELÁZQUEZ-ROCK, 2006). Dentre essas mudanças, também ocorre a emissão de rebrotas, que por sua vez desempenham um papel chave na recuperação da vegetação após um intenso incêndio (LIPOMA; FUNES; DIAZ, 2018).

A capacidade de rebrotar é definida como a capacidade de gerar novos ramos ou indivíduos a partir de brotos dormentes, quando a planta é submetida a um distúrbio e perde biomassa (PAUSAS; KEELEY, 2014). Essa estratégia de persistência pode ser mais tolerante ao fogo do que plântulas, devido à maior rapidez de crescimento (HOFFMANN, 1999). A capacidade de rebrotar é encontrada em diversos ambientes e famílias, sendo ainda encontrada em diferentes partes da planta (KEELEY et al. 2012). Um fator que influencia diretamente o tipo de rebrota (aérea, basal, subterrânea ou as suas combinações) é o tipo e intensidade do distúrbio (LLORET; LUIS 1993; BOND; MIDGLEY 2001).

Estudos na Caatinga sugerem que a rebrota de tocos e raízes desempenham um papel de destaque na regeneração florestal (BARROS et al., 2021; VANDERLEI et al., 2022; NOUTCHEU. et al., 2023). Diante desse cenário, a obtenção de informações sobre a estrutura da vegetação e da composição florística são indispensáveis à compreensão dos processos de regeneração e de sucessão ecológica, bem como da dinâmica na comunidade, o que permitem simular cenários futuros da comunidade vegetal e subsidiar planos de manejo florestal. (SILVA et al., 2022).

Assim, os levantamentos florísticos juntamente com os fitossociológicos contribuem para elaboração e planejamento de ações que objetivem a conservação da biodiversidade ou mesmo a recuperação de áreas degradadas (GRACIOLLI et al., 2017; GOMES-JÚNIOR; BRAGA-JÚNIOR; SANTOS SENHUK, 2022), como áreas queimadas.

2.3.2 Banco de sementes do solo

O banco de sementes do solo é composto por sementes viáveis presentes na superfície do solo, na serapilheira ou nas camadas mais interiores do solo (DUTRA-JÚNIOR et al., 2021). Pode ser classificado como temporário ou persistente, dependendo da duração que as sementes permanecem no solo (BARGOENA; CAVALHEIRO; BIANCHINI, 2020; SANTOS et al., 2020). Esse componente ecológico permite determinar a composição do estrato florestal, apoia a regeneração da vegetação e desempenha um papel vital na forma como as comunidades respondem à perturbação (LUCENA; SILVA; ALVES, 2016).

Entender a composição do banco de sementes pode gerar informações sobre a densidade, composição florística, viabilidade de sementes, entre outros fatores que irão permitir a realização de previsões a respeito do potencial do processo de regeneração e sucessão em uma determinada área (MARQUES, 2022). Dessa forma, é considerado um ótimo indicador ecológico para avaliação de ambientes degradados, uma vez que, por meio deste, é possível analisar o potencial de autorregeneração em uma área degradada (SOUSA et al., 2020).

A regeneração das florestas queimadas depende da disponibilidade de sementes do banco de sementes do solo e do histórico de incêndios. Estando essa disponibilidade de sementes, relacionada com capacidade do banco de sementes em resistir à severidade do fogo, podendo ainda variar de acordo com o tipo de floresta (SOUZA-AFONSO et al., 2022). Em uma floresta tropical decídua no México, queimadas de alta intensidade causaram uma diminuição de 93 % na densidade de sementes e 81% na riqueza de espécies em sementes do banco de sementes do solo (Miller, 1999).

Em ecossistemas que não evoluíram com a presença do fogo descontrolado, o incêndio altera direta ou indiretamente a composição e estrutura do banco de sementes do solo, causando sua mortalidade (KISS, 2018; PLUE et al., 2020), e conseqüentemente acarretando na diminuição da capacidade de recrutamento da comunidade vegetal (ARAÚJO et al., 2017; MCDOWELL et al., 2020). Em condições muito adversas de degradação ambiental, o solo e sua estrutura também são afetados, tornando a regeneração da floresta mais lenta (LEMOS-FILHO; FERREIRA; LYRA, 2017).

Por outro lado, a baixa severidade do fogo pode acarretar vários efeitos positivos diretos e/ou indiretos no aquecimento do banco de sementes que pode afetar a quebra de dormência e a germinação das sementes (TYLER, 1995) ou pela produção de fumaça que pode promover germinação (BASKIN; BASKIN 2014); remoção da vegetação acima do solo, que leva a uma redução na competição (KINLOCH; FRIEDEL, 2005), permitindo, assim, às mudas maior acesso à luz e água (SNYMAN; VAN-WYK, 2004).

Em uma área queimada no semiárido argentino, o fogo de alta intensidade afetou profundamente a abundância de sementes no banco do solo, em camadas de solo rasas 0-5 cm e profundas 0-10 cm (LIPOMA; FUNES; DIAZ, 2018). Um estudo realizado por Heydari et al. (2017) no semiárido Iraniano, constatou que o fogo afetou o banco de sementes do solo e as plantas acima do solo. Com a diversidade desses dois componentes sendo maior em áreas que foram atingidas pelo fogo de baixa intensidade, e menor em áreas com fogo de alta intensidade. Além disso, verificou-se que as áreas controle e áreas com fogo de baixa intensidade foram semelhantes quanto a sua diversidade.

Avaliando o efeito de temperaturas do fogo experimental na germinação de sementes de oito espécies em uma floresta tropical seca Colombiana, Cardenas, Salgado e Pizano (2019) constataram que três dessas espécies, tiveram alta taxa de germinação no tratamento de 100°C e tratamento no controle. Por outro lado, nenhuma semente germinou no tratamento de 200°C. Dessa forma, foi concluído que as três espécies que tiveram altas taxa de germinaram podem ser resistentes a incêndios de baixa intensidade.

Na floresta seca da Caatinga no nordeste do Brasil, a queima em conjunto com o corte de árvores impacta negativamente o banco de sementes do solo, limitando a resiliência dos ecossistemas florestais (BEZERRA et al., 2022), além de reduzir a densidade de sementes de plantas lenhosas no bando de sementes do solo. (TRINDADE et al., 2023) Desse modo, como a densidade de sementes do solo responde bem a perturbações de queimadas, em regiões áridas e semiáridas sua avaliação funciona como um ótimo indicador ambiental (CORREIA; MARTINS, 2015).

Nesse sentido, conhecer o banco de sementes no solo é essencial para o direcionamento de estratégias de manejo, conservação ou recomposição de florestas nativas de áreas degradadas (MIRANDA-NETO et al. 2014; LUCENA; ALVES; BAKKE, 2017).

2.3.3 Entomofauna edáfica

O Brasil é um dos países mais biodiversos do planeta, sendo a biota do solo um importante componente dessa diversidade (MELO et al., 2009). Essa fauna é composta por invertebrados que passam toda ou parte do seu ciclo de vida no solo, associados a vários processos ecológicos importantes (SOCARRÁS, 2013). São classificados de acordo com os hábitos alimentares e, principalmente, pelo tamanho corporal (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010). São classificados em microfauna (entre 4 e 100 μm), mesofauna (100 μm e 2 mm) e macrofauna (2 e 20 mm) (SWIFT et al. 1979).

A mesofauna inclui organismos como ácaros (Acarina), colêmbolos (Collembola), dipluro (Diplura), proturo (Protura), sínfilos (Symphyla), dentre outros (JACQUES et al., 2017; SILVA et al., 2018a). Esses organismos se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição, fungos e outros organismos menores (SILVA; AMARAL, 2013). E os grupos dominantes conhecidos no Brasil são Acarina e Collembola com 1.500 e 270 espécies, respectivamente (EMBRAPA, 2015).

A macrofauna abrange mais de 20 grupos taxonômicos, dentre os quais estão cupim (Isoptera), formiga (Hymenoptera), besouro (Coleoptera), aranha (Araneae), mosca (Diptera), barata (Blattaria), grilos (Orthoptera), dentre outros (KARASAKI; MORAIS; BRAGA, 2013; FORMIGA et al., 2019; TOMA; BOAS; MOREIRA, 2017). Esses organismos se alimentam basicamente de partes das plantas, matéria orgânica do solo, serapilheira, raízes e fungos, dentre outros (MARQUES et al., 2014).

Apesar de possuir tamanho pequeno, a fauna do solo exerce importantes serviços ambientais, essenciais para os seres humanos e os ecossistemas (BREVIK et al., 2015). Exercem serviços de regulação e equilíbrio do solo, ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria

orgânica, catalisação de fungos e outros microrganismos, além de estruturarem o solo, favorecendo a aeração e a chegada de água ao seu interior (SOCARRÁS, 2013).

Esses animais possuem elevada importância ecológica, sendo ainda considerados bioindicadores de qualidade do solo, por reduzirem suas comunidades em resposta as atividades antrópicas ou catástrofes ambientais (FREITAS, 2018; GÓES et al., 2021). A abundância, riqueza e diversidade destes organismos são dependentes das práticas de manejo, intensidade do uso do solo, modificações no microclima e no tipo de cobertura vegetal, por isso representam um importante parâmetro para a avaliação da qualidade ambiental de uma área (SPILLER; SPILLER; GARLET, 2018).

Diversas características funcionais da fauna são usadas como bioindicadores de distúrbios ecológicos, para prever respostas de espécies ao fogo (ARRUDA E COLS. 2020). Com relação aos efeitos do fogo sobre a fauna edáfica do solo, estes são afetados de maneira direta pela sua mortalidade durante o distúrbio, ou indiretamente, uma vez que esse evento provoca alterações no ambiente físico, químico e biológico (FREITAS, et al., 2017). A perda desses organismos durante e após o fogo pode alterar a dinâmica da cadeia alimentar do solo e alterar a resiliência de comunidades e ecossistemas inteiros após a perturbação (PRESSLER; MOORE; COTRUFO, 2018).

O fogo destrói a vegetação e propicia que o solo fique susceptível a erosão. Devido a isso, o escoamento superficial aumenta, provocando a perda ou mudança de habitat desses organismos (COTRUFO et al. 2016; PEREIRA-JÚNIOR et al., 2022). Pesquisas avaliando a diversidade de organismos da meso e macrofauna edáfica têm sido frequentemente realizadas em áreas degradadas por exploração de madeira e pastoreio no semiárido do nordeste brasileiro (SANTOS et al 2017; AGUIAR et al., 2021; FERNANDES et al., 2022). No entanto, se tratando da avaliação dos impactos do fogo na fauna edáfica, principalmente de forma integrada, os estudos são realizados em ambientes de semiárido de outros países, enquanto, no semiárido nordestino brasileiro, essas pesquisas são poucas e considerando apenas um grupo, meso ou macrofauna.

Na literatura existe uma série de pesquisas (BORDIN; SARTO, 2016; ROMÃO; MARCHIORI 2017) que apontam a importância de se conhecer a diversidade da fauna edáfica e seu grau de interação com os ambientes, posto que este constitui um importante indicador em áreas alteradas e/ou conservadas, podendo assim contribuir para avaliação das condições e funcionamento do ecossistema (SPILLER et al. 2018).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo se situa no Parque Estadual Mata da Pimenteira (PEMP) ($07^{\circ} 53' 57''\text{S}$, $38^{\circ} 18' 09''\text{W}$), que é uma Unidade de Conservação Estadual, pertencente ao bioma Caatinga, localizada ao município de Serra Talhada, Pernambuco (Figura 1), criada pelo Decreto Estadual nº 37.823 em 30 de janeiro de 2012, a PEMP com o principal objetivo, contribuir para a preservação e a restauração da diversidade ecológica da Caatinga (PERNAMBUCO, 2012).

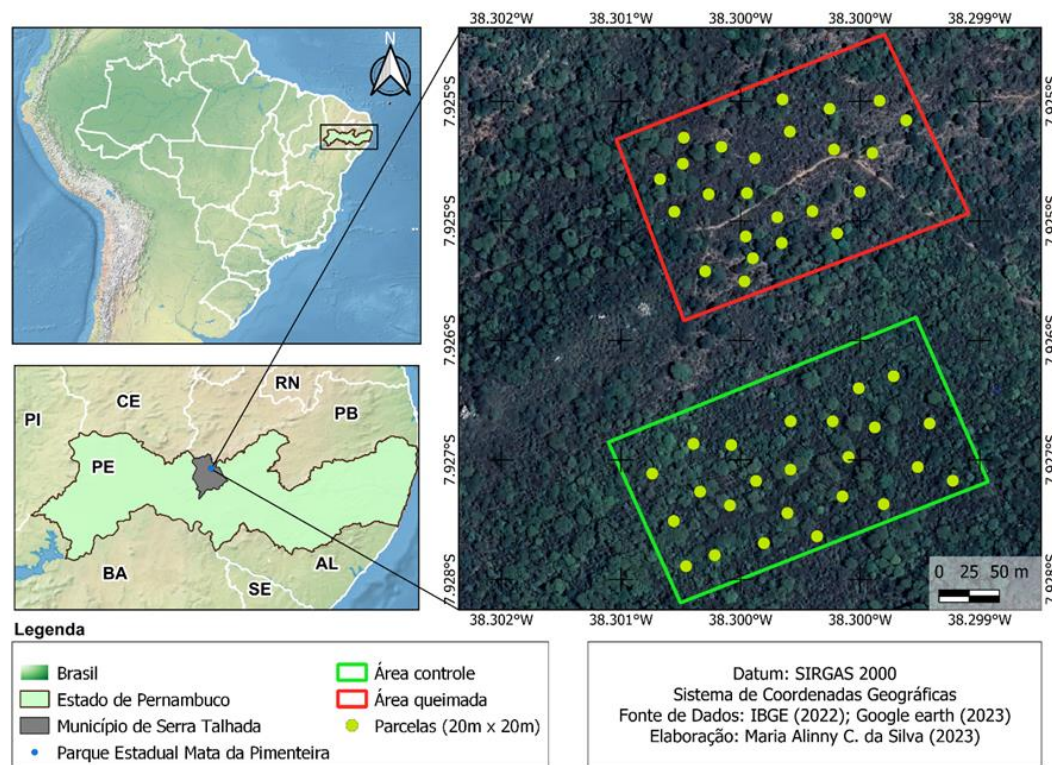


Figura 1: Localização da área controle e queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

O PEMP ocupa uma área de 887,24 hectares, com vegetação do tipo Caatinga hiperxerófila, predominantemente arbustivo-arbóreo (PERNAMBUCO, 2012; PERNAMBUCO, 2013). Melo et al. (2013), afirmam que até o ano de 2012, o PEMP abrigava cerca de 251 espécies, 180 gêneros e 67 famílias de flora terrestre vascular, destas espécies, cerca de 16% correspondente a espécies endêmicas do bioma Caatinga. Além disso, ocorrem no parque, as seguintes espécies ameaçadas de extinção: *Amburana cearenses* (Allemão), *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.), *Tacinga palmadora*

(Britton & Rose) N. P. Taylor & Stuppy., e *Tacinga inamoema* (K. Schum.) N. P. Taylor & Stuppy.

De acordo com Silva et al. (2015), a temperatura média anual do PEMP fica em torno de 24,8°C, com precipitação média de 642,1 mm anuais e o período chuvoso ocorrendo de novembro a abril. Dessa forma, de acordo com essas características, o clima da região é caracterizado por Koppen, como, do tipo BSwH (PERNAMBUCO, 2013). No PEMP, predominam três classes de solos, sendo eles: neossolos, luvisolos e espodosolos (SILVA; ALMEIDA, 2013).

Em 11 de outubro de 2020, um incêndio atingiu o PEMP, durou quatro dias e queimou cerca de 23 hectares. O incêndio foi extinto com o apoio do Corpo de Bombeiros de Pernambuco, Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) e voluntários (JORNAL DO COMÉRCIO, 2020). O laudo da CPRH apontou que a causa do incêndio foi de origem antrópica, na qual a moradora de uma residência próxima a MP ateou fogo no lixo doméstico em frente a sua casa, e o fogo se alastrou, atingindo o Parque Estadual Mata da Pimenteira (CPRH - DADOS NÃO PUBLICADOS).

3.2 COLETA DE DADOS

3.2.1 Amostragem

Para essa pesquisa foram utilizadas 48 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²), distribuídas aleatoriamente na área controle (Área 1) e área queimada (Área 2), sendo 24 parcelas distribuídas ao longo da área queimada, onde foram coletados os dados referentes ao comportamento do fogo, variáveis vegetacionais e edáficas. As outras 24 parcelas foram distribuídas na área controle, para análise das mesmas variáveis, com exceção de variáveis do comportamento do fogo. Foi avaliada a suficiência amostral dessas áreas, por meio da curva de espécies a partir dos dados de riqueza de espécies.

Foi selecionado como área controle, uma área adjacente a área queimada, na qual também faz parte do PEMP, mas não foi atingida pelo incêndio florestal. Essa área tem um solo pedregoso, com acentuada declividade, não possui histórico de queimada, mas apresenta presença de gado e indícios de corte de madeira.

A área queimada contém solo pedregoso com declividade, e também apresenta presença de gado e indícios de corte de madeira.

3.2.2 Caracterização do comportamento do fogo

A caracterização do comportamento do fogo na área queimada, foi realizada no mês de março de 2021, após cinco meses do incêndio florestal. Em cada parcela de 20 m x 20 m, foram selecionados cinco pontos (quatro nos cantos e um central), e mais próximo a cada ponto deste, foram selecionados dois indivíduos queimados, estando estes, vivos e/ou mortos, com circunferência ao nível do solo (CNB) ≥ 9 cm e altura total ≥ 1 m (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 2013), totalizando 10 indivíduos.

Utilizando uma fita métrica e/ou vara graduada, foi mensurado nos 10 indivíduos selecionados o CNB ≥ 9 cm, altura total ≥ 1 m (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 2013), e a altura de carbonização (AC) (Figura 2), que representa a altura média de carbonização da casca das árvores, que se refere as marcas deixadas pelas chamas nas cascas das árvores após a passagem do fogo. Com os dados de altura de carbonização, foi possível classificar a intensidade do fogo (CONEGLIAN et al., 2018).



Figura 2: A – Mensuração da altura de carbonização e B – mensuração do CNB em indivíduos queimados presentes uma área queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

3.2.3 Fitossociologia do componente arbustivo – arbóreo adulto

O levantamento fitossociológico das espécies lenhosas foi realizado no período chuvoso de 2022 em todas as parcelas da área controle e área queimada, ao qual, foram adotadas medidas de CNB ≥ 9 cm e altura total ≥ 1 m, conforme Rodal, Sampaio, Figueiredo (2013). A

mensuração da CNB foi realizada utilizando fita métrica, e a altura total foi estimada visualmente.

Para a identificação das espécies, coletou-se material botânico em estágio vegetativo e/ou reprodutivo, sendo estes encaminhados ao Herbário Sérgio Tavares (HST) no Departamento de Ciência Florestal da UFRPE para a devida identificação, sendo os férteis depositados. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group (APG IV 2016), e para a confirmação dos nomes científicos, autores, bem como a forma de crescimento das espécies (arbustiva-arbórea), foi consultada a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2020).

A determinação das síndromes de dispersão foi realizada por meio de literatura, seguindo classificação proposta por PIJL (1982). Sendo as espécies classificadas como zoocóricas, quando a dispersão é realizada com o auxílio de animais; anemocóricas, quando os diásporos apresentam estruturas que facilitam a dispersão por pelo vento; e autocóricas, quando a planta apresenta um mecanismo próprio para o lançamento de suas sementes.

3.2.4 Rebrotas do componente arbustivo-arbóreo adulto

A rebrota dos indivíduos carbonizados foi realizada ao final do ano de 2022, ou seja, dois anos após o incêndio. Nessa avaliação foi anotado o nome da espécie, a presença e ausência de rebrota e qual o tipo de rebrota: base, tronco e tronco-base.

3.2.5 Composição do banco de sementes do solo

Para avaliação do banco de sementes do solo, foi realizada no início da estação seca de 2022 a coleta de uma amostra do solo em cada parcela de ambas as áreas de estudo. As amostras foram coletadas com auxílio de um gabarito de 20 x 20 cm na profundidade de 5,0 cm do solo (Figura 3), colocadas em sacos plásticos e transportadas para a casa de vegetação do viveiro florestal da UFRPE, onde foram acondicionadas em bandejas plásticas com dimensões de 27 x 33 x 8 cm, devidamente perfuradas e etiquetadas, sendo submetidas a um sistema de irrigação manual, sempre que necessária para manter a umidade adequada a germinação das sementes, por um período de 12 semanas (GROSS, 1990; BROWN, 1992).



Figura 3: A- Coleta de amostras do solo para avaliação da composição florística do banco de sementes nas respectivas áreas de estudo; B – Bandejas estabelecidas na casa de vegetação do viveiro florestal da UFRPE.

Diariamente observou-se a emergência das plantas, realizando a contagem e a identificação das espécies conforme a emissão de material fértil, para as herbáceas e material vegetativo para arbustivo-arbóreos. A identificação ocorreu por meio de consulta à bibliografia específica e por comparação com o material botânico depositado no Herbário Sérgio Tavares do Departamento de Ciência Florestal da UFRPE.

A lista de espécies foi ordenada por ordem alfabética de família e conforme o sistema de classificação APG IV (APG IV, 2016), sendo os nomes científicos e autores das espécies descritos com o auxílio da lista de espécies da Flora do Brasil (2020). As espécies encontradas receberam classificação de acordo o hábito de crescimento e principais características, adaptadas de Vidal e Vidal (2003) em arbóreos, arbustivos, herbáceos.

3.2.6 Entomofauna edáfica

A avaliação da entomofauna edáfica nas duas áreas, foi realizada na estação chuvosa de 2022, utilizando armadilhas *pitfall* (adaptado de ALMEIDA; RIBEIRO; MARINONI, 2003). Para confecção das armadilhas, foi utilizado copos reciclados de garrafas pet. Os copos foram enterrados com a borda ao nível do solo, em profundidade de 15 cm por 10 cm de diâmetro, contendo 200 ml do líquido conservante em cada recipiente. Essas armadilhas, foram alocadas no centro de cada parcela e permaneceram nas áreas durante 48 horas.

Os insetos foram coletados e acondicionados em recipientes contendo álcool 70%, prontamente encaminhados ao Laboratório de Proteção Florestal da UFRPE para classificação a nível de ordem utilizando chaves de identificação (GALLO et al., 2002), bibliografia especializada (JOHNSON; TRIPLEHORN, 2015; CARRANO-MOREIRA, 2014) e consulta a especialistas.

3.3 ANÁLISE DE DADOS

3.3.1 Caracterização do comportamento do fogo

A intensidade do fogo foi determinada utilizando os dados de altura de carbonização, sendo definida através da Equação 1 de Byram, proposta por Coneglian et al. (2018).

$$I = 62,08 \cdot hc^{2,17} \quad (1)$$

Em que:

I = Intensidade do fogo (kcal/m.s);

hc = altura da chama (m).

3.3.2 Fitossociologia do componente arbustivo – arbóreo adulto

A suficiência amostral da composição florística foi determinada pela curva de espécies a partir dos dados de riqueza de espécies, em que se utilizou unidades amostrais em ordem aleatorizada a partir do software R (R CORE TEAM, 2021).

O valor do CNB foi convertido em DAB (CNB/π), em que para o elevado número de bifurcações de indivíduos foi realizado o cálculo de diâmetro equivalente conforme metodologia de Souza et al. (2016), obtido pela Equação 2.

$$DEq = \sqrt{\sum \left(\frac{CAB}{\pi}\right)^2} \quad (2)$$

Em que:

DEq = diâmetro equivalente, em cm;

CAB = circunferência medido ao nível do solo, em cm.

Para caracterizar a estrutura da comunidade arbustivo-arbórea foram calculados, para cada espécie, os seguintes parâmetros fitossociológicos: Frequência Absoluta (FA), Frequência Relativa (FR), Densidade Absoluta (DA), Densidade Relativa (DR), Dominância Absoluta (DoA), Dominância Relativa (DoR) e Valor de Importância (VI) (MUELLER–DOMBOIS; ELLENBERG (1974) com auxílio do software FITOPAC 2.0 (SHEPHERD, 2009).

Para as análises de riqueza e uniformidade do componente adulto, foram utilizados os índices de Diversidade de Shanon (H'), Índice de Dominância de Simpson (C') e Equabilidade de Pielou (J') (MUELLER–DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Em seguida, foi corrigido às diversidades de acordo com os números de Hill (JOST, 2006).

3.3.3 Distribuição hipsométrica e diamétrica

Com os dados estruturais, foi realizado a distribuição diamétrica e hipsométrica dos indivíduos das duas áreas, em seus respectivos centros de classes. Sendo utilizado a amplitude de classe diamétrica de 5 cm e hipsométrica de 1 metro.

3.3.4 Composição do banco de sementes do solo

A relação entre o banco de sementes do solo e intensidade do fogo foi analisada pelo coeficiente de correlação de Pearson no software estatístico R (R CORE TEAM, 2019).

3.3.5 Entomofauna edáfica

A tabela com a lista ordens, indivíduos, frequência absoluta e relativa de cada área, foi realizada no programa Excel. A relação entre a fauna edáfica e intensidade do fogo, foi analisada pelo coeficiente de correlação de Pearson no software estatístico R (R CORE TEAM, 2019).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Comportamento do fogo

4.1.1 Altura de carbonização

A altura média de carbonização foi de 0,60 m, com a mínima de 0,02 m e a máxima de 4,35 m (Figura 4). A altura de carbonização da casca das árvores nos revela a altura em que as chamas se propagaram ao longo do incêndio florestal. Assim, o incêndio ocorrido na Mata da Pimenteira em outubro de 2020, pode ser classificado como incêndio superficial, não superando a altura de 1,8 m.



Figura 4: Indivíduos carbonizados nas parcelas da área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

Em queimas superficiais a mortalidade é considerada maior em indivíduos de menor porte, entre 1 e 2 m de altura, já que estes apresentam cascas menos espessa, e em ambiente savânico com sub-bosque com predomínio de gramíneas, estes indivíduos estão mais expostos as mais altas temperaturas durante a passagem do fogo (MEDEIROS; MIRANDA, 2005).

Em indivíduos de maior porte, a mortalidade geralmente ocorre a médio e longo prazo, quando acabam as reservas nas raízes e\ou devido a infestação de insetos e doenças proliferadas com o estresse sofrido pela planta (CONEGLIAN et al., 2014). Observou-se em campo diversos indivíduos com cicatrizes deixadas pelo fogo, atuando como porta de entrada para insetos e doenças. Schumacher e Dick, (2018), afirmam que as cicatrizes podem causar danos a

indivíduos sequelados e até mesmo à madeira remanescente do incêndio. Dessa forma, recomenda-se avaliações em indivíduos sobreviventes de incêndios, a fim de se evitar a propagação de insetos e pragas na área perturbada e em ambientes adjacentes.

Se comparado com a área controle, observa-se que o incêndio acarretou em uma maior quantidade de plantas mortas na área queimada, afetando as atividades fisiológicas de parte dos indivíduos, causando danos irreversíveis. A mortalidade ocorre quando o câmbio vascular atinge a temperatura letal de 60°C, por um tempo de exposição entre um e dois minutos em regiões da base da árvore, ocasionando o impedimento do fluxo de seiva, devido a morte das células do câmbio. (VALE; ELIAS; 2014; CONEGLIAN et al., 2014).

Como o incêndio ocorrido na Mata da pimenteira durou cerca de quatro dias, esse tempo de queimada pode ter sido suficiente para prejudicar o câmbio dos indivíduos de menor porte e com cascas menos espessas. Por outro lado, indivíduos de maior porte que continham cascas espessas foram menos afetados e mortos pelo fogo.

Incêndios superficiais, dependendo da sua intensidade, podem causar menor letalidade entre indivíduos que possuam maior proteção da casca ao aquecimento, assim como observado em pesquisa de Vale e Elias (2014), onde foi constatado que em geral, o aumento da espessura da casca promove maior nível de proteção do câmbio a mortalidade. Assim, mesmo o incêndio carbonizando a casca ao longo de toda sua parte aérea, a espécie pode não sofrer perda do câmbio e com isso sobreviver sem maiores problemas aos incêndios.

4.1.2 Intensidade do fogo

A intensidade do fogo média total obtida na área queimada do PEMP foi de 61,43 Kcal m⁻¹ s⁻¹. A intensidade do fogo é considerada a variável mais importante do comportamento do fogo em um incêndio florestal, caracterizando o comportamento energético da combustão no que diz respeito a liberação de energia.

O incêndio avaliado ocorreu no mês de outubro, considerado um dos meses com temperaturas mais elevadas na região, e com demais variáveis meteorológicas, como precipitação, umidade do ar e ventos, favoráveis a ocorrência de incêndios. O fogo atinge sua máxima intensidade de calor em períodos mais quentes do ano e do dia, sendo nesses momentos, mais fáceis sua propagação ao longo da vegetação e podendo causar maior prejuízo a esta.

Assim, a maior parte da área queimada analisada apresentou valores de 61,43 Kcal m⁻¹ s⁻¹ de intensidade do fogo, de acordo com a escala produzida por McArthur (1967) e Shakesby e Doerr (2006) e adaptada por Vasconcelos et al. (2020a) para espécies florestais da caatinga. Em condições climáticas favoráveis à ocorrência de incêndios, a intensidade do fogo será a

maior possível para a condição de vegetação com pouca umidade (SOARES et al., 2009).

Em ambiente semiárido obteve-se intensidades do fogo entre 41,79 e 109,96 kW m⁻¹ para diferentes espécies da caatinga (VASCONCELOS et al., 2020a). Em ambiente de floresta nativa com sazonalidade, classificada como estacional semidecidual no Estado de Minas Gerais, a intensidade variou de 11,94 a 75,79 Kcal s⁻¹ m⁻¹, sendo classificada como muito baixa pelos autores para este ambiente (CAMARGOS et al., 2015). O incêndio ocorrido na MP apresentou valores de intensidade do fogo dentro do padrão encontrado por Vasconcelos et al., 2020^a), isso se deve ao fato desse ambiente também está inserido no seminário e por possui espécies vegetais e características climáticas semelhantes.

Desse modo, isso indica que o dano nas árvores na MP ocorreu de maneira variada, uma vez que as espécies apresentam respostas diferentes para a intensidade de fogo, e algumas podem ser mais resistentes a incêndios de baixa intensidade, a depender de suas características físicas e fisiológicas. Vale e Elias (2014), enfatizam que algumas espécies vegetais possuem estratégias físicas e fisiológicas que colaboram na sua sobrevivência, como capacidade de rebrota após fogo, maior teor de umidade na sua constituição, casca espessa, tronco retorcido etc.

4.2 Fitossociologia do componente arbustivo-arbóreo adulto

4.2.1 Suficiência amostral

Conforme observado nas curvas de acumulação de espécies (Figura 5), ocorreu em ambas as áreas de estudo, um aumento progressivo no número de espécies, de acordo com o avanço no processo de amostragem, havendo tendência a estabilização a partir da vigésima parcela.

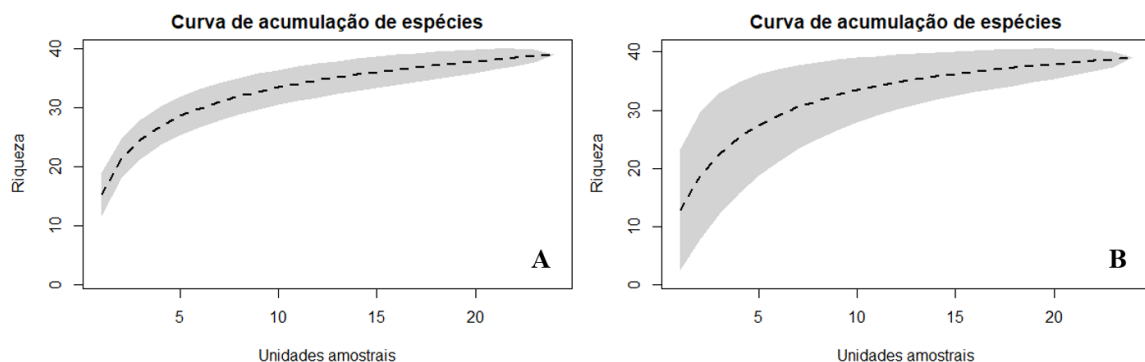


Figura 5: Curva de acumulação de espécies arbustivo-arbóreas adultas (curva do coletor) em relação a área amostrada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. A – área controle; B – área queimada.

Tal fato indica que foi atingido o número mínimo de parcelas a ser utilizado para caracterizar a composição florística desse ambiente, assim, considera-se como satisfatória a amostragem realizada para as áreas estudadas.

4.2.2 Florística do componente arbustivo-arbóreo adulto

Nas duas áreas de estudo, foram identificados 3.627 indivíduos vivos, pertencentes a 14 famílias, 31 gêneros e 34 espécies. Sendo 32 identificadas a nível de espécie, 2 a nível de gênero, 1 a nível de família e 5 permanecem não identificadas (Tabela 2).

Tabela 2: Lista das famílias e espécies das áreas de estudos situadas na Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE

FAMÍLIA/Espécie	FC	SD	Nº de indivíduos	
			A1	A2
ANACARDIACEAE				
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Arv	Ane	31	17
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Arv	Ane	3	1
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Arv	Zoo	1	3
ANNONACEAE				
<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	Arv	Zoo	7	1
APOCYNACEAE				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Arv	Aut	132	61
BURSERACEAE				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Arv	Zoo	4	6
CACTACEAE				
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	Arv	Zoo	19	26
CAPPARACEAE				
<i>Colicodendron yco</i> Mart.	Arb	Zoo	1	-
<i>Crateva tapia</i> L.	Arv	Zoo	1	-
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Arb	Zoo	47	1

Continua...

Tabela 2: Continuação

FAMÍLIA/Espécie	FC	SD	Nº de indivíduos	
			A1	A2
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	Arb	Zoo	66	5
COMBRETACEAE				
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Arb	Ane	92	13
ERYTHROXYLACEAE				
<i>Erythroxylum</i> sp	Ne	Zoo	12	-
EUPHORBIACEAE				
<i>Croton blanchetianus</i> Baill	Arb	Aut	1018	464
<i>Croton</i> sp	Arb	Aut	132	27
<i>Ditaxis desertorum</i> (Müll.Arg.) Pax & K.Hoffm	Arb	Zoo	16	-
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Arv	Aut	95	16
<i>Manihot glaziovii</i> Müll.Arg.	Arv	Aut	18	-
FABACEAE				
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Arv	Ane	3	17
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Arv	Aut	57	26
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Arv	Aut	180	252
<i>Cenostigma nordestinum</i> Gagnon & G.P.Lewis	Arv	Aut	135	83
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Arv	Aut	16	5
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	Arv	Aut	76	1
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex. Benth	Arv	Aut	3	3
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir	Arv	Aut	59	26
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Arv	Aut	201	6
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Arv	Aut	3	1
MALVACEAE				
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	Arv	Ane		4
<i>Helicteres baruensis</i> Jacq.	Arb	Aut	12	-
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) A Robyns	Arv	Ane	5	10
NYCTAGINACEAE				
<i>Guapira darwinii</i> (Hemsl.) E.C.O.Chagas & Costa-Lima	Arv	Zoo	28	1
SAPOTACEAE				
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	Arv	Zoo	7	-
RHAMNACEAE				
<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	Arv	Zoo	9	2
DESCONHECIDA				
Não identificada 1	Ne	Ne	1	-
Não identificada 2	Ne	Ne	16	15
Não identificada 3	Ne	Ne	14	-
Não identificada 4	Ne	Ne	10	-
Não identificada 5	Ne	Ne	4	-
Total			2534	1093

Em que: A1 = área controle; A2 = área queimada; FC = forma de crescimento: Arb = arbóreo; Arb = arbustivo; Ne = não especificado; SD = síndrome de dispersão: Ane = anemocoria; Zoo = zoocoria; Aut = autocoria; Ne = não especificado.

Na área controle (Área 1), foram amostrados 2670 indivíduos, destes, 136 estavam mortos. Os 2534 vivos são pertencentes a 14 famílias, 31 gêneros e 39 espécies, sendo 5 não identificadas. Na área queimada (Área 2), foram amostrados 1574 indivíduos, desses, 480 são carbonizados mortos. Os 1094 indivíduos vivos foram identificados e distribuídos em 12 famílias e 27 gêneros e 29 espécies, sendo 1 não identificada (Tabela 1).

Na área controle, as famílias botânicas que apresentaram maior número de espécies foram: Fabaceae (N = 10), Euphorbiaceae (N = 5), Capparaceae (N = 4) e Anacardiaceae e Malvaceae (N = 3). Todas as demais famílias contiveram apenas uma espécie. A área queimada seguiu um padrão semelhante, com a família Fabaceae (N = 10) sendo a mais representativa, seguida de Euphorbiaceae e Anacardiaceae (N = 3), Capparaceae e Malvaceae (N = 2). Todas as demais famílias contiveram apenas uma espécie (Tabela 1 e Figura 6).

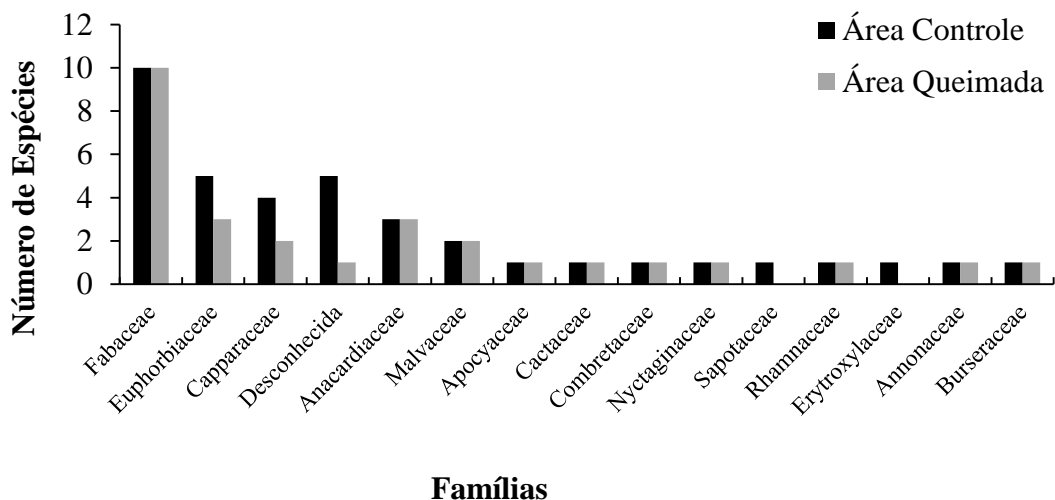


Figura 6: Famílias e número de espécies arbustivo-arbóreas adultas no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

As famílias Fabaceae e Euphorbiaceae são as mais abundantes e representativas da flora da Caatinga, sendo comumente relatadas nos trabalhos de florística e fitossociologia desse ambiente (LEITE et al., 2015; SANTOS et al., 2017; SOUZA et al., 2017). Grande maioria das espécies dessas famílias possuem potencial em se regenerar em ambientes perturbados e apresentam alta capacidade de produção e dispersão de sementes (COSTA et al., 2012; SILVA et al., 2022).

Foi observada a presença de *Colicodendron yco* Mart., *Crateva tapia* L., *Erythroxylum* sp, *Ditaxis desertorum* (Müll.Arg.) Pax & K. Hoffm, *Manihot glaziovii* Müll.Arg., *Helicteres*

baruensis Jacq., *Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T.D.Penn. ocorrendo apenas na área controle (Tabela 1). Algumas dessas espécies são consideradas ameaçadas de extinção ou raras de serem encontradas em ambientes de caatinga atualmente, de acordo com alguns autores (GONÇALVES, 2017), assim, a intensificação de ações preventivas em relação a ocorrência de incêndios florestais na área, precisaria ser intensificada, evitando assim a perda dessas espécies que já não são mais encontradas facilmente na natureza.

As espécies mais abundantes na área queimada foram a *Croton blanchetianus* Baill, *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud. e *Cenostigma nordestinum* Gagnon & G.P.Lewis, compondo 60,53% dos indivíduos inventariados. Comportamento similar foi identificado na área queimada, em que as espécies *C. Blanchetianus*, *B. cheilantha*, *C. nordestinum* e *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc., foras as mais abundantes, representando 78,68% dos indivíduos amostrados (Tabela 1).

A espécie *C. blanchetianus*, é considerada endêmica da Caatinga com ocorrência em florestas com estágios sucessionais primários e secundários (MAIA, 2012), de modo que sua grande evidência associada as suas características (alta capacidade de rebrotar), faz da espécie predominante nesse estudo.

Sampaio et al. (1998), avaliando uma área de corte e queima experimental de Serra Talhada-PE, constataram que após dois anos, as espécies *B. cheilantha* e *C. nordestinum* reduziram sua densidade em função da intensidade do fogo, e que suas densidades tiveram um aumento significativo somente após seis anos da queima.

A. pyrifolium é considerada uma espécie com elevado poder calorífico do lenho, sendo classificada com grau de severidade a incêndio como moderadamente alto, uma resposta direta com a intensidade da queima provocada pela combustão dos galhos (VASCONCELOS et al., 2020a). No entanto, a sua maior ou menor inflamabilidade dependerá da quantidade de energia liberada no incêndio. Dessa forma, o incêndio de baixa intensidade pode não ser tão prejudicial a essa espécie, principalmente se forem indivíduos adultos e de maior porte, como na presente pesquisa.

Porém, alguns indivíduos jovens e de menor porte foram encontrados na área de estudo, nessa óptica, buscando-se maiores precauções para se evitar a ocorrência de novos incêndios, bem como seu alastro para áreas remanescentes, sugere-se que ações preventivas a incêndios, como criação de aceiros e plantios de espécies em cortinas de segurança etc. fazem necessário entre a área que sofreu incêndio e a área em que não houve queima, já que esta última está atualmente com grande quantidade de indivíduos com elevada inflamabilidade.

Vasconcelos et al (2020a) em seu estudo para indicar espécies para cortina de segurança

contra fogo, conclui que as cactáceas, *Opuntia* sp., *Cereus jamacaru*, *Pilosocereus gounellei* apresentam inflamabilidade nula, sendo recomendadas em cortinas de segurança, sobretudo contra incêndios superficiais, como o ocorrente na presente pesquisa. As espécies *Opuntia* sp. e *C. jamacaru*, estão entre as espécies de cactáceas que ocorrem na área da mata da pimenteira, podendo estas cortinas de segurança serem formadas com maior facilidade e sem o uso de espécies exóticas a fitofisionomia.

Entre as formas de crescimento observadas na área controle, 64% das espécies são arbóreas (N = 25), 21% arbustivas (N = 8), e 15% não foi possível especificar (N = 6). Em relação a área queimada, 78% são arbóreas (N = 22), 18% arbustivas (N = 5) e 4% não foi possível especificar (N = 1) (Figura 7).

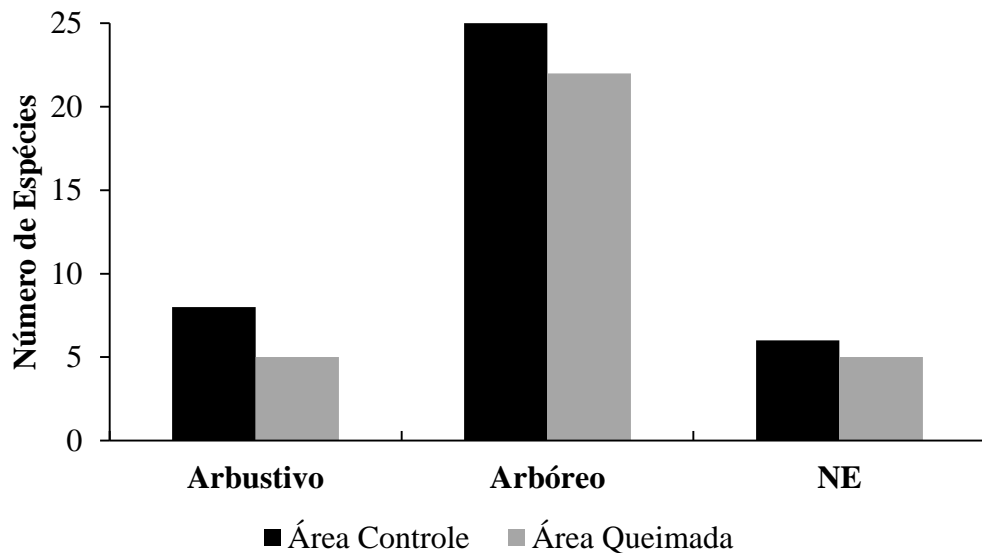


Figura 7: Formas de crescimento do componente arbustivo-arbóreo adulto nas áreas de estudo no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

Na área controle, as espécies arbóreas predominantes, foram *P. stipulacea* com 201 indivíduos, seguida de *B. cheilantha* (N = 180) e *C. nordestinum* (N = 135). Em relação as espécies arbustivas, destaca-se *C. blanchetianus* (1085 indivíduos), *Croton* sp. (N = 132) e *C. leprosum* (N = 92). Na área queimada, as espécies arbóreas predominantes são *B. cheilantha* com 252 indivíduos, seguida de *A. pyriformium* (N = 61) e *M. tenuiflora* (N = 26). As espécies arbustivas predominantes nessa área, seguem o mesmo padrão da área controle, com a espécie *C. Blanchetianus* possuindo mais indivíduos (N = 464) seguida de *Croton* sp (N = 27) e *C. leprosum* (N = 13).

Em relação a síndrome de dispersão das espécies na área controle, 40% são autocóricas (N = 15), 34% zoocóricas (N = 13), 13% anemocóricas (N = 5) e 13% não especificado (N = 5). A área queimada apresentou padrão semelhante, com as espécies autocóricas 46% (N = 13) sendo predominantes, seguida de 29% zoocóricas (N = 8), 21% anemocóricas (N = 6) e 4% não especificado (N = 1) (Figura 8).

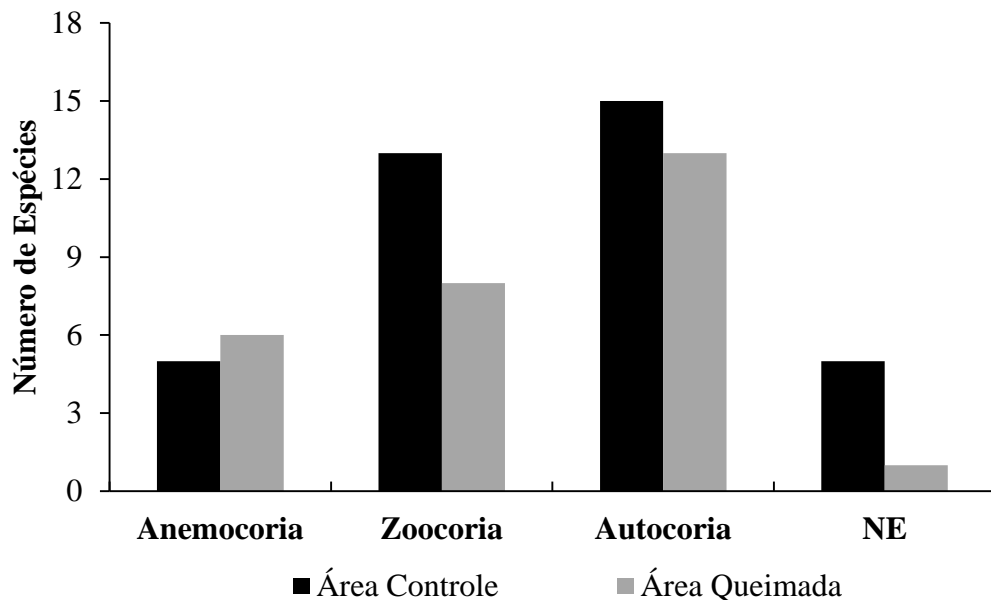


Figura 8: Síndrome de dispersão das espécies arbustiva-arbórea adultas das áreas de estudo no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

A alta proporção de espécies autocóricas também é observada em outros estudos na Caatinga (OLIVEIRA, SANTOS; LOPES, 2021; GONÇALVES et al., 2021). A ocorrência de síndromes abióticas nas florestas da Caatinga (anemocoria e autocoria), está relacionada com a baixa pluviosidade ou sua concentração em determinadas épocas do ano, o que torna o ambiente propício para a predominância de espécies que possuem o vento e a gravidade, como veículo de dispersão de sementes (SILVA; RODAL, 2009).

Os frutos autocóricos são lançados aleatoriamente, podendo cair próximo a planta mãe, assim dificultando sua germinação, devido a competição intraespecífica. No entanto, os frutos/sementes de muitas espécies ainda são dispersos secundariamente pelas formigas (zoocoria), sendo levados para longe da planta mãe, onde podem ter maiores chances de germinarem (BUDKE et al., 2005)

O número de espécies zoocóricas encontradas nesse estudo, indica existência de disponibilidade de recurso para animais dispersores de sementes (GUERRA et al., 2018; MORAIS et al., 2022), como por exemplo, avifauna. Desse modo, as aves podem acabar

dispersando sementes trazidas de áreas conservadas para a área queimada, contribuindo para a recuperação desse ambiente.

A síndrome anemocórica tem sido comumente relatada em estudos na Caatinga, como sendo a segunda síndrome mais representativa, justamente pelas espécies apresentarem sementes com estruturas (alas, sementes pequenas e de menor tamanho) que facilitam o seu deslocamento pelo vento (PERES, 2016). Nesse estudo, ela ficou como a terceira síndrome de dispersão predominante, no entanto, esse resultado pode ser atribuído a quantidade de espécies que não foi possível identificar, as quais, podem ter como síndrome de dispersão, a anemocória.

4.2.3 Parâmetros fitossociológicos

Para os parâmetros fitossociológicos da Área controle, foi obtido uma densidade absoluta total de 2775,20 ind. ha⁻¹ (Tabela 3). A espécie *C. blanchetianus* se sobressaiu em todos os parâmetros avaliados. As espécies que demonstraram maiores valores de densidade foram: *C. blanchetianus*, *P. stipulacea*, *B. cheilantha*, com densidade relativa de 38,21%, 7,55% e 6,76%, respectivamente.

Tabela 3: Estimativa dos parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) do componente arbustivo-arbóreo adulto de uma área controle no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE

Espécie	ÁREA CONTROLE							
	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Croton blanchetianus</i>	1018,00	1060,40	38,21	100,00	6,69	4,53	23,58	68,48
<i>Cenostigma nordestinum</i>	135,00	140,60	5,07	62,50	4,18	2,08	10,80	20,04
<i>Piptadenia stipulacea</i>	201,00	209,40	7,55	87,50	5,85	0,97	5,05	18,44
<i>Anadenanthera colubrina</i>	57,00	59,40	2,14	66,67	4,46	1,99	10,33	16,92
Morta	136,00	141,70	5,11	83,33	5,57	1,06	5,53	16,20
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	132,00	137,50	4,95	83,33	5,57	1,09	5,67	16,19
<i>Bauhinia cheilantha</i>	180,00	187,50	6,76	79,17	5,29	0,79	4,11	16,16
<i>Croton</i> sp	127,00	132,30	4,77	79,17	5,29	0,62	3,21	13,27
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	31,00	32,30	1,16	58,33	3,90	1,43	7,43	12,49
<i>Jatropha mollissima</i>	94,00	97,90	3,53	79,17	5,29	0,24	1,27	10,09
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	66,00	68,80	2,48	75,00	5,01	0,29	1,52	9,02
<i>Mimosa tenuiflora</i>	59,00	61,50	2,21	54,17	3,62	0,41	2,13	7,96
<i>Cynophalla flexuosa</i>	47,00	49,00	1,76	62,50	4,18	0,33	1,71	7,65
<i>Cereus Jamacaru</i>	19,00	19,80	0,71	66,67	4,46	0,38	1,98	7,15
<i>Combretum leprosum</i>	92,00	95,80	3,45	33,33	2,23	0,28	1,47	7,15

Continua...

Tabela 3: Continuação.

Espécie	ÁREA CONTROLE							
	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
<i>Mimosa arenosa</i>	76,00	79,20	2,85	33,33	2,23	0,22	1,14	6,22
<i>Libidibia ferrea</i>	16,00	16,70	0,60	41,67	2,79	0,43	2,24	5,63
<i>Guapira darwinii</i>	28,00	29,20	1,05	45,83	3,06	0,23	1,19	5,30
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	7,00	7,30	0,26	20,83	1,39	0,54	2,79	4,45
<i>Manihot glaziovii</i>	18,00	18,80	0,68	33,33	2,23	0,09	0,48	3,39
<i>Ditaxis desertorum</i>	16,00	16,70	0,60	37,50	2,51	0,02	0,13	3,24
Não identificada 3	14,00	14,60	0,53	29,17	1,95	0,06	0,33	2,80
<i>Amburana cearensis</i>	3,00	3,10	0,11	8,33	0,56	0,38	1,98	2,65
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	9,00	9,40	0,34	29,17	1,95	0,06	0,34	2,63
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	3,00	3,10	0,11	12,50	0,84	0,32	1,64	2,59
<i>Erythroxylum</i> sp	12,00	12,50	0,45	20,83	1,39	0,01	0,07	1,92
<i>Annona leptopetala</i>	7,00	7,30	0,26	20,83	1,39	0,03	0,14	1,79
<i>Pseudobombax marginatum</i>	5,00	5,20	0,19	16,67	1,11	0,06	0,29	1,59
<i>Helicteres baruensis</i>	12,00	12,50	0,45	12,50	0,84	0,04	0,20	1,48
Não identificada 2	16,00	16,70	0,60	4,17	0,28	0,09	0,49	1,37
Não identificada 4	10,00	10,40	0,38	12,50	0,84	0,03	0,13	1,34
<i>Commiphora leptophloeos</i>	4,00	4,20	0,15	8,33	0,56	0,05	0,28	0,98
<i>Senna macranthera</i>	3,00	3,10	0,11	12,50	0,84	0,01	0,04	0,98
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	3,00	3,10	0,11	4,17	0,28	0,02	0,12	0,51
Não identificada 5	4,00	4,20	0,15	4,17	0,28	0,01	0,05	0,48
<i>Spondias tuberosa</i>	1,00	1,00	0,04	4,17	0,28	0,02	0,12	0,44
<i>Colicodendron yco</i>	1,00	1,00	0,04	4,17	0,28	0,01	0,03	0,35
Não identificada 1	1,00	1,00	0,04	4,17	0,28	0,00	0,02	0,34
<i>Crateva tapia</i>	1,00	1,00	0,04	4,17	0,28	0,00	0,01	0,32
Total	2664,00	2775,20	100,00	1495,85	100,03	19,22	100,04	300,00

Em que: Ni = número de indivíduos; FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa; DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa e VI = valor de importância

Em relação à frequência, *C. blanchetianus* apresentou maior valor, seguida de *P. Stipulacea*, morta e *A. pyriformium*, com valores de frequência relativa de 6,69%, 5,85%, 5,57% e 5,57%, respectivamente. *C. blanchetianus* ocorreu em todas as parcelas amostrais, com registro total de 1018 indivíduos. No parâmetro dominância, as espécies *C. blanchetianus*, *C. nordestinum* e *A. colubrina* se sobressaíram, apresentando os maiores valores, com dominância relativa de 23,58%, 10,80%, 10,33% respectivamente.

Com relação ao índice de valor de importância, observa-se que *C. blanchetianus* (68,48%) *C. nordestinum* (20,04%) e *P. stipulacea* (18,44%) apresentaram os maiores valores, com seu somatório o equivalente a 35,65% do total amostrado.

Na área queimada, a estimativa da densidade absoluta total foi de 1639,30 ind. ha⁻¹ (Tabela 4). Para quase todos os parâmetros (com exceção de FA e FR) avaliados na área 2, o número de indivíduos mortos se sobressaiu. As espécies que se destacaram em termos de densidade foram mortos, *C. blanchetianus* e *B. cheilantha*, apresentando densidade relativa de 30,56%, 29,48% e 16,01%, respectivamente.

Tabela 4: Estimativa dos parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) do componente arbustivo-arbóreo adulto de uma área queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE

ÁREA QUEIMADA								
Espécie	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VI
Morta	481,00	501,00	30,56	95,83	10,70	2,96	21,84	63,10
<i>Croton blanchetianus</i>	464,00	483,30	29,48	100,00	11,16	2,48	18,29	58,93
<i>Bauhinia cheilantha</i>	252,00	262,50	16,01	91,67	10,23	1,70	12,57	38,81
<i>Cenostigma nordestinum</i>	83,00	86,50	5,27	83,33	9,30	1,14	8,41	22,98
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	61,00	63,50	3,88	75,00	8,37	0,65	4,82	17,07
<i>Anadenanthera colubrina</i>	26,00	27,10	1,65	41,67	4,65	1,38	10,18	16,48
<i>Cereus jamacaru</i>	26,00	27,10	1,65	45,83	5,12	0,38	2,82	9,58
<i>Mimosa tenuiflora</i>	26,00	27,10	1,65	58,33	6,51	0,18	1,35	9,51
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	17,00	17,70	1,08	33,33	3,72	0,44	3,24	8,04
<i>Amburana cearensis</i>	17,00	17,70	1,08	25,00	2,79	0,34	2,47	6,34
<i>Jatropha mollissima</i>	16,00	16,70	1,02	41,67	4,65	0,05	0,38	6,05
<i>Croton</i> sp	27,00	28,10	1,72	25,00	2,79	0,16	1,19	5,70
<i>Pseudobombax marginatum</i>	10,00	10,40	0,64	25,00	2,79	0,17	1,26	4,69
<i>Ceiba glaziovii</i>	4,00	4,20	0,25	4,17	0,47	0,51	3,76	4,48
Não identificada 2	15,00	15,60	0,95	25,00	2,79	0,03	0,24	3,99
<i>Spondias tuberosa</i>	3,00	3,10	0,19	12,50	1,40	0,31	2,25	3,84
<i>Commiphora leptophloeos</i>	6,00	6,30	0,38	12,50	1,40	0,22	1,66	3,44
<i>Piptadenia stipulacea</i>	6,00	6,30	0,38	25,00	2,79	0,01	0,09	3,26
<i>Libidibia ferrea</i>	5,00	5,20	0,32	12,50	1,40	0,13	0,94	2,66
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	5,00	5,20	0,32	16,67	1,86	0,01	0,05	2,23
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	2,00	2,10	0,13	8,33	0,93	0,08	0,59	1,65
<i>Combretum leprosum</i>	13,00	13,50	0,83	4,17	0,47	0,03	0,22	1,51
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	1,00	1,00	0,06	4,17	0,47	0,10	0,74	1,27
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	3,00	3,10	0,19	8,33	0,93	0,01	0,08	1,20
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1,00	1,00	0,06	4,17	0,47	0,04	0,26	0,79
<i>Senna macranthera</i>	1,00	1,00	0,06	4,17	0,47	0,02	0,12	0,65
<i>Guapira darwinii</i>	1,00	1,00	0,06	4,17	0,47	0,01	0,11	0,64
<i>Annona leptopetala</i>	1,00	1,00	0,06	4,17	0,47	0,01	0,06	0,58
<i>Mimosa arenosa</i>	1,00	1,00	0,06	4,17	0,47	0,00	0,01	0,54
Total	1574,00	1639,30	99,99	895,85	100,04	13,55	100,00	300,01

Em que: Ni = número de indivíduos; FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa; DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa e VI = valor de importância

Embora a população de *C. blanchetianus* tenha diminuído drasticamente na área queimada se comparada a área controle, essa espécie ainda permanece com a segunda maior porcentagem em relação a valores de densidade. Em relação à frequência das espécies, *C. blanchetianus* destacou-se, seguida de morta, *A. pyriformis* e *C. nordestinum*, com valores frequência relativa de 11,16%, 10,70% e 10,23%, respectivamente.

Quanto ao parâmetro dominância, a morta, *C. blanchetianus* e *B. cheilantha* se destacaram. Com valores de dominância relativa de 21,84%, 18,29% e 12,57%, respectivamente. Com relação ao índice de valor de importância, observa-se que morta (63,10%), *C. blanchetianus* (58,93%), *B. cheilantha* (38,81%), apresentaram os maiores valores, com seu somatório o equivalente a 53,61% do total amostrado.

Na comparação dos parâmetros fitossociológicos entre a área controle e queimada, verifica-se que a estrutura da vegetação não foi tão modificada, uma vez que as espécies dominantes nas duas áreas, permanecem praticamente as mesmas. Isso é válido levando em consideração a permanência dos indivíduos que tiveram mortalidade aérea do caule (verificar sessão de rebrota), mas emitiram rebrota, assim foram incluídos como indivíduos vivos. Nesse contexto, é necessário a avaliação da dinâmica dessas espécies florestais em anos posteriores, para verificar se a composição e estrutura fitossociológica será afetada pelo fogo a longo prazo.

Segundo Souza e Medeiros (2013), *C. blanchetianus*, a espécie que obteve maior destaque em todos os parâmetros avaliados na presente pesquisa, tem sido descrita como a espécie mais frequente em ambientes degradados, isso se deve, entre outros fatores, a sua expressiva capacidade de rebrota (COSTA, 2014), uma vez que espécies que rebrotam com facilidade são geralmente aquelas que dominam a comunidade de plantas adultas (RITO et al., 2017; BARROS et al., 2021).

4.2.4 Diversidade do componente arbustivo-arbóreo adulto

Os índices de diversidade avaliados apresentaram padrão diferente entre as áreas estudadas (Tabela 5). O índice calculado de Shannon é maior ($H' = 2,48$) na área controle e menor ($H' = 1,98$) na área queimada. A partir da correção do valor de Shannon, novas informações de caráter individual são inseridas, sendo possível verificar a quantidade de espécie que dominam em cada área. De acordo com Jost (2006), embora os índices de Shannon-Wiener e Gini-Simpson sejam amplamente usados em estudos ecológicos e de conservação, eles não representam a diversidade propriamente dita. Por isso a importância da correção dos índices por meio dos números de Hill, dado que essa correção permite uma melhor interpretação e comparação entre as áreas.

Tabela 5: Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (C) e equabilidade de Pielou (J') das áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE

Área	Nº de Espécies	Shannon (H') Calculado	Shannon (H') Corrigido	Simpson (C) Calculado	Simpson (C) Corrigido	Equabilidade de Pielou (J')
1	39	2,48	12	0,17	5	0,67
2	29	1,98	7	0,21	4	0,59

Sendo: A1 = área controle; A2 = área queimada

Diante disso, os índices de diversidade corrigidos variaram de 5 a 12 na área controle e de 4 a 7 na área queimada (Tabela 5). Essa faixa de variação observada nos índices de diversidade utilizados ocorre porque eles dão pesos diferentes para a riqueza e equitabilidade das espécies. Assim, o índice de Shannon leva em consideração tanto a riqueza quanto a equitabilidade das espécies, enquanto o índice de Simpson dá mais peso à dominância das espécies (JOST, 2006).

Diante dos valores dos índices corrigidos, considera-se que a área queimada apresentou diversidade mais baixa que a área controle, tendo em vista que apresenta menos espécies, além de poucas espécies estarem dominando. Essa baixa diversidade da área queimada pode estar relacionada a quantidade de indivíduos mortos em decorrência do incêndio ocorrido, o que levou a mudanças na diversidade em comparação com a área controle.

4.2.5 Distribuição hipsométrica do componente arbustivo-arbóreo adulto

A estrutura hipsométrica na área controle apresentou 13 centros de classe, com maior quantidade de indivíduos no centro de classe 4,5 m (33,20%), seguido do centro de classe 3,5 m (29,04%) e 5,5 m (18,81%), o que somando corresponde à 80,17% dos indivíduos amostrados. Desses 80,17% contidos nessas 3 classes, apenas 4,95% (106 indivíduos) estavam mortos (Figura 9).

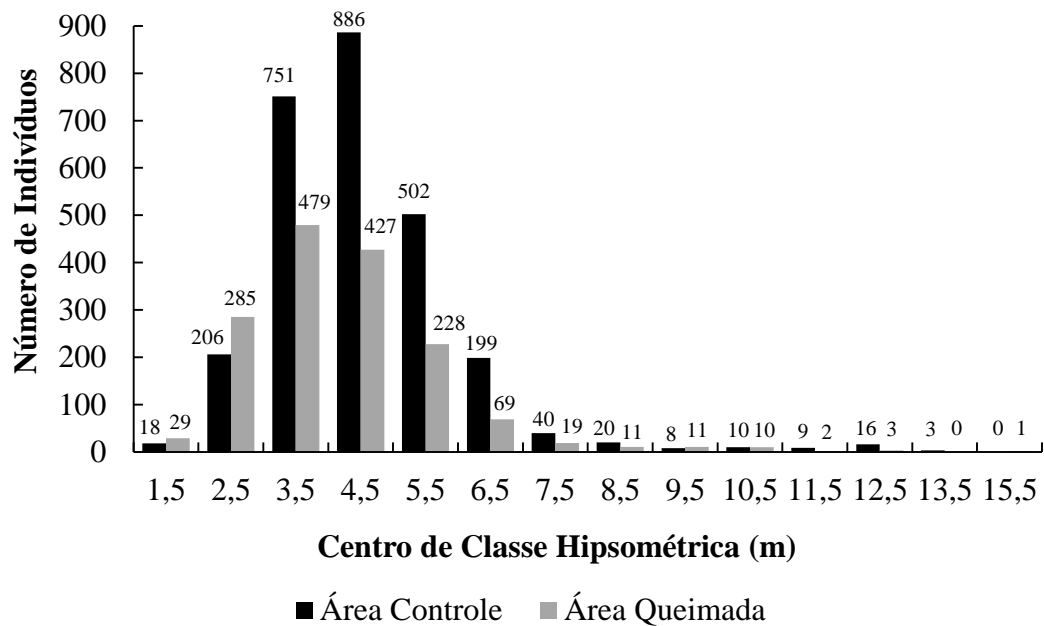


Figura 9: Distribuição hipsométrica dos indivíduos arbustivos-arbóreos que compõem a área controle e queimada no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

A altura média dos indivíduos da área controle foi de 4,26 m, com a mínima sendo de 1 m (*Croton sp.*) e máxima de 14 m (*Myracrodruon urundeuva* Allemão).

Observa-se que houve uma maior concentração de indivíduos em classes de altura de até 6 metros, isso indica que a vegetação possui característica de pequeno porte. Outras pesquisas desenvolvidas no Semiárido também detectaram padrões semelhantes para classes de altura, como relatado em trabalhos realizados por Freitas et al. (2020) e Medeiros et al. (2018) em remanescentes florestais da Paraíba, aos quais os autores verificaram que cerca de 88% e 67% das espécies, estavam contidas em classes intermediárias de altura.

Embora a vegetação do semiárido geralmente possua pequeno porte, observa-se na Figura 9, que alguns indivíduos ocuparam classes hipsométricas superiores a 6 metros, com alguns chegando a atingir até 14 metros de altura, como é o caso da espécie *M. urundeuva*. Fato esse que é natural ocorrer, uma vez que a espécie arbórea pode alcançar até 20 metros em ambiente de Caatinga. (NASCIMENTO et al., 2022).

Embora a área queimada tenha sofrido com o incêndio, ainda apresentou a mesma quantidade de centros de classes de altura que a área controle, sendo 13 centros de classe. Os centros de classes 3,5 m (30,43%), seguido de 4,5 m (27,12%) e 2,5 m (18,10%) concentram maior quantitativo de indivíduos, e juntos representam 75,66% dos indivíduos amostrados (N = 1.191) (Figura 11), sendo também indivíduos de pequeno porte, assim como na área controle.

A altura média da área queimada foi de 3,90 m, com a altura mínima sendo de 1 m (*C.*

blanchetianus) e máxima de 16 m (*A. colubrina*). Na área queimada, a porcentagem de indivíduos mortos de pé (32,66%), está influenciando essa diferença de altura média entre a área controle, uma vez que esses indivíduos mortos não possuem mais copa, assim, sua altura é bem inferior aos indivíduos vivos ocorrentes na área controle. Alves et al. (2013) ressaltam que o grau de perturbação encontrado em algumas áreas de estudo pode ser um fator que influencia diretamente a baixa altura média das árvores encontradas nessas comunidades, como é o caso da presente pesquisa.

Do total de mortos, 80% concentra-se na segunda, terceira e quarta e classe (Tabela 6). A mortalidade é algo natural que ocorre com frequência nos mais variados ambientes, porém, alguns aspectos antecipam e maximizam essa mortalidade, como por exemplo, os incêndios florestais (DUTRA-JÚNIOR, 2021). Esses resultados demonstram que o maior impacto do fogo foi sobre os estratos mais baixos, tendo em vista que árvores maiores são mais resistentes ao contato com as chamas (NASCIMENTO et al., 2000), principalmente quando o incêndio ocorre de forma superficial, como na presente pesquisa. Além disso, alguns autores sugerem que indivíduos jovens apresentam cascas mais finas em relação às árvores maiores, e isso é uma das causas da alta mortalidade nessa classe (HOFFMANN; SOLBRIG, 2003).

Tabela 6: Classes de altura dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos que sofreram mortalidade e sua frequência relativa (FR%) na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE

MORTALIDADE		
Classe de altura (m)	Nº. Indivíduos	FR (%)
2	2	0,4
3	82	17,1
4	159	33,1
5	145	30,2
6	72	15,0
7	14	2,9
8	3	0,6
9	1	0,2
10	1	0,2
11	1	0,2
Total	480	100

4.2.6 Distribuição diamétrica do componente arbustivo-arbóreo adulto

Nas duas áreas de estudo o maior número de indivíduos está contido nas primeiras classes dimétricas, o que caracteriza o gráfico pelo formato de J invertido (Figura 10). Em relação à estrutura dimétrica da área controle, a mesma apresentou 12 centros de classes, sendo as três primeiras representadas pela maior parte dos indivíduos (Figura 10). Nota-se que o primeiro (68%) e segundo (22%) centro de classe apresentaram o maior número de indivíduos. Aos quais juntas representando 90% dos indivíduos amostrados.

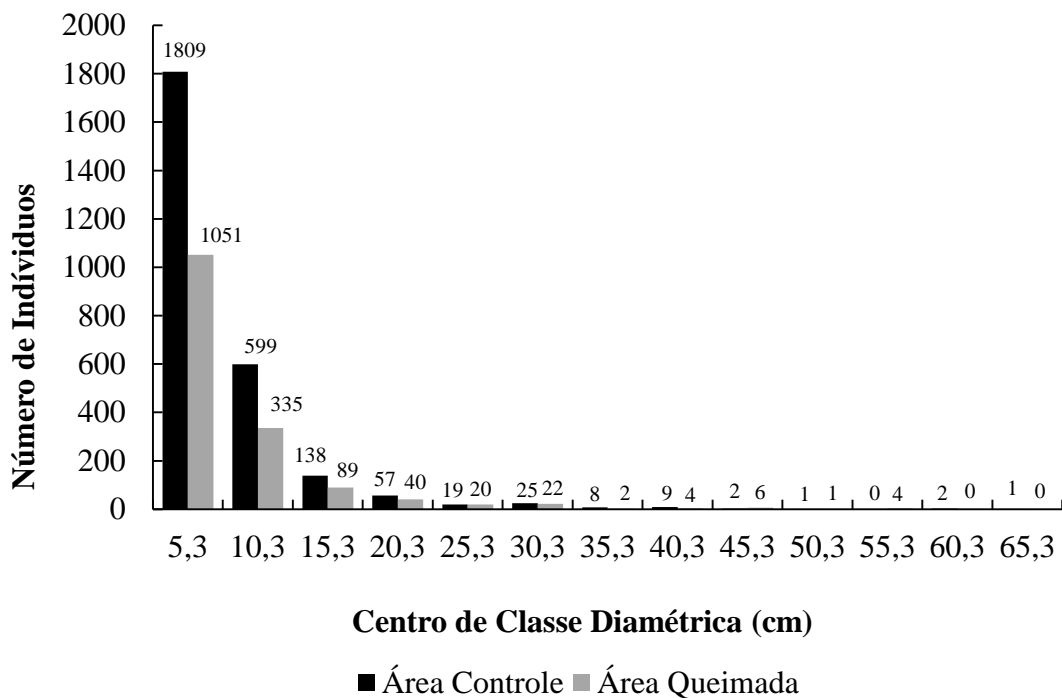


Figura 10: Distribuição diamétrica dos indivíduos arbustivo-arbóreos adultos nos centros de classes da área controle e queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

O diâmetro médio dos indivíduos da área controle foi de 7,53 cm, com o diâmetro mínimo sendo de 2,86 cm (*C. blanchetianus*) e o máximo de 66 cm (*A. colubrina*), com as maiores classes de diâmetro sendo representadas por apenas um ou poucos indivíduos.

A área queimada apresentou padrão semelhante a área controle, formando 11 centros de classes de diâmetro, com as duas primeiras classes também representadas por mais indivíduos (Figura 12). Observa-se que o primeiro centro de classe conteve o maior número de indivíduos (66%), seguida do segundo (21%), e juntos representam 87% dos indivíduos amostrados.

O diâmetro médio dos indivíduos da área queimada foi de 7,98 m, com o diâmetro mínimo sendo de 2,86 cm (*C. blanchetianus*) e máximo de 57 cm (*A. colubrina*), com as maiores classes de diâmetro também sendo representadas por apenas um ou poucos indivíduos.

Em relação a mortalidade de indivíduos levando em consideração o diâmetro do caule, observa-se que dos 480 indivíduos mortos, 23 % possuem diâmetro de até 5 cm e 61% até 7 cm (Tabela 7). Dessa forma, considera-se que os indivíduos de menor diâmetro são mais sensíveis ao fogo, mesmo se o incêndio ocorrer de forma superficial, como na presente pesquisa.

Tabela 7: Classes de diâmetro dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos que sofreram mortalidade e sua frequência relativa (FR%) na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE

MORTALIDADE		
Classe de diâmetro (m)	Nº. Indivíduos	FR (%)
5	126	26,3
7	167	34,8
9	92	19,2
11	39	8,1
13	28	5,8
15	9	1,9
17	3	0,6
19	2	0,4
21	6	1,3
21-55	8	1,7
Total	480	100,0

Em estudo que verificou a mortalidade pós fogo em espécies de área de Cerrado, Medeiros e Miranda (2005) constataram que o diâmetro dos indivíduos é fator determinante para a sobrevivência, observando que mesmo plantas não muito altas podem sobreviver, caso o diâmetro do caule atinja um limite mínimo. Neste mesmo estudo foi observado que acima de 90% da mortalidade concentrou-se também nas classes de diâmetro menores do que 5 cm, tornando subestimados os valores apresentados na literatura que consideram este o diâmetro mínimo para inclusão em inventários para avaliação de impactos de queimadas na vegetação lenhosa.

Na presente pesquisa, boa parte dos indivíduos tinham diâmetros de até 5 cm (Tabela 7), assim, esses resultados confirmam mais uma vez a importância de se considerar diâmetros menores nas avaliações de florestas queimadas, posto que esses indivíduos são mais propensos a queimar, pois a quantidade de calor que chega ao câmbio é inversamente proporcional à

espessura da casca desses (KAYLL, 1963), conseqüentemente, esses podem queimar mais facilmente e contribuir para queimadas ainda mais severas.

Além disso, é importante que sejam realizados estudos a respeito do nível de proteção da casca desses indivíduos de menor diâmetro, para que se possa verificar seus níveis de inflamabilidade, uma vez que esses estudos contribuirão na prevenção e no controle dos danos causados por incêndios e no manejo dessas áreas, com o uso do fogo (VALE; ELIAS, 2014).

4.3 Rebrotas do componente arbustivo-arbóreo adulto

Após 2 anos do incêndio, foi verificado que 46% (N = 717) dos indivíduos presentes na área queimada, emitiram rebrotas, assim foram considerados e incluídos nas análises anteriores como indivíduos vivos, mesmo tendo sofrido morte da parte aérea. Nessa sessão, esses foram denominados como indivíduos com mortalidade aérea, emitindo rebrotas.

Observa-se que 80% dos indivíduos com rebrotas, concentraram-se nas classes de altura de 4 e 5 e 3 metros, com 224, 193 e 154 indivíduos, respectivamente (Tabela 8). A altura média registrada para esses indivíduos foi de 3,7, com a mínima sendo de um metro e a máxima de 12. Esse resultado foi similar ao de Ferraz (1994) em Serra Talhada, considerando amostragem de 10 parcelas de 200 m², ao qual encontrou plantas com altura média e máxima de 3,9 e 10,6 m.

Tabela 8: Classes de altura e diâmetro dos indivíduos arbustivos-arbóreos adultos que sofreram mortalidade aérea e sua frequência relativa (FR%) na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE

MORTALIDADE AÉREA					
Classe de altura (m)	Nº. Indivíduos	FR (%)	Classe de diâmetro (cm)	Nº. Indivíduos	FR (%)
2	15	2,1	5	306	42,68
3	154	21,5	7	138	19,25
4	224	31,2	9	94	13,11
5	193	26,9	11	62	8,65
6	87	12,1	13	27	3,77
7	28	3,9	15	17	2,37
8	7	1,0	17	24	3,35
9	5	0,7	19	11	1,53
10	1	0,1	21	9	1,26
11	2	0,3	23	7	0,98
12	1	0,1	25	5	0,70
-	-	-	25 - 56	17	2,37
Total	717	100,0	Total	717	100,0

A rebrota é uma resposta fenológica à passagem do fogo (Martins e Batalha, 2011),

sendo fundamental para acelerar a retomada da capacidade fotossintética em espécies que tiveram sua porção aérea destruída (LAWES et al. 2011). Entretanto, essa resposta está intrinsecamente ligada à capacidade que cada espécie possui de escapar, evitar ou tolerar o estresse sofrido (MARTINS; BATALHA, 2011). Sampaio et al. (1998), em uma avaliação na mesma estação experimental de Ferraz (1994), considerando parcelas menores, encontrou, após dois anos do corte e queima, plantas com altura média de 1,6-1,7 e máxima de 3,0-3,5 m. Entretanto, considera-se que os resultados de altura média e máxima de indivíduos carbonizados com rebrota na presente pesquisa, são mais similares aos de Ferraz (1994), tendo em vista que o autor utilizou parcelas maiores.

Os indivíduos nas classes de diâmetro de até 5 cm (306 indivíduos), foram mais afetados com mortalidade aérea, seguida dos indivíduos nas classes de diâmetro de 5 a 7 cm (138 indivíduos) (Tabela 8). O diâmetro médio registrado para esses indivíduos foi de 7,71 centímetros, com o mínimo sendo de 2,86 centímetros e o máximo de 54 centímetros

Esses resultados foram semelhantes aos obtidos por Medeiros e Miranda (2005), em estudo de queima experimental numa área de Campo sujo no Cerrado, onde encontraram maior quantidade de indivíduos com mortalidade aérea nas menores classes de diâmetro e altura. Os autores concluíram que essa morte de indivíduos em classes menores, também reflete a população encontrada anteriormente ao incêndio. O que de fato é verdadeiro, tendo em vista que na área de estudo da presente pesquisa, a maioria dos indivíduos estavam contidos em classes de altura e diâmetros inferiores.

Nessa pesquisa, os indivíduos com mortalidade aérea e posterior rebrota (classes menores), são de fato aqueles que possuem maior densidade nas áreas avaliadas, e embora tenham emitido muitas rebrotas, estas estão competindo entre si por reservas armazenadas na base do caule e raízes, assim, levam muito tempo até alcançar diâmetro e altura superiores. O que segundo Bond e Wilgen, (1996) e Hoffmann e Solbrig, (2003), pode ser prejudicial, pois se ocorrer incêndios posteriores em curto período de tempo, as rebrotas não terão alcançado espessura de casca e altura suficientes para resistirem ao fogo nesse segundo momento.

Em área de corte e queima de Serra Talhada, Sampaio et al. (1998) verificaram que após 2 e 6 anos dessas práticas, o efeito conjugado de corte e fogo não permitiu que as plantas se recuperassem com o mesmo vigor das não submetidas ao fogo, e aos 6 anos, as densidades não tiveram o aumento verificado nas parcelas não queimadas. Além disso, há casos em que as rebrotas tem dificuldade de resistir a variações climáticas que ocorrem ao longo do ano, e as reservas existentes podem ser insuficientes para garantir sua sobrevivência ou mesmo promover o surgimento de novas rebrotas (SOUZA et al., 2012).

Desse modo, é importante a avaliação da sobrevivência dessas rebrotas, em anos posteriores, bem como verificar a possibilidade do surgimento de novas rebrotas, uma vez que a área de estudo apresenta variações de precipitação que podem influenciar seu desenvolvimento e sobrevivência. Marangon et al. (2013), salientam a importância da avaliação da dinâmica de rebota, pois por meio destas, é possível observar a dominância e densidade de espécies, bem como acompanhar o direcionamento da restauração de florestas perturbadas.

Dos indivíduos com rebrota, 664 apresentaram rebrota na base, 49 no tronco e 4 na base e troco (Figura 11). Das 29 espécies registradas na área queimada, 18 estavam com rebrota (Figura 12), e a espécie *C. blanchetianus* foi a que mais apresentou indivíduos rebrotando (N = 339), sendo 336 destes com rebrota na base e 3 no tronco, seguida de *B. cheilantha* (N = 194) e *C. nordestinum* (N = 69), com 192 e 59 indivíduos com rebrota na base e 2 e 9 no tronco, respectivamente (Figura 13).

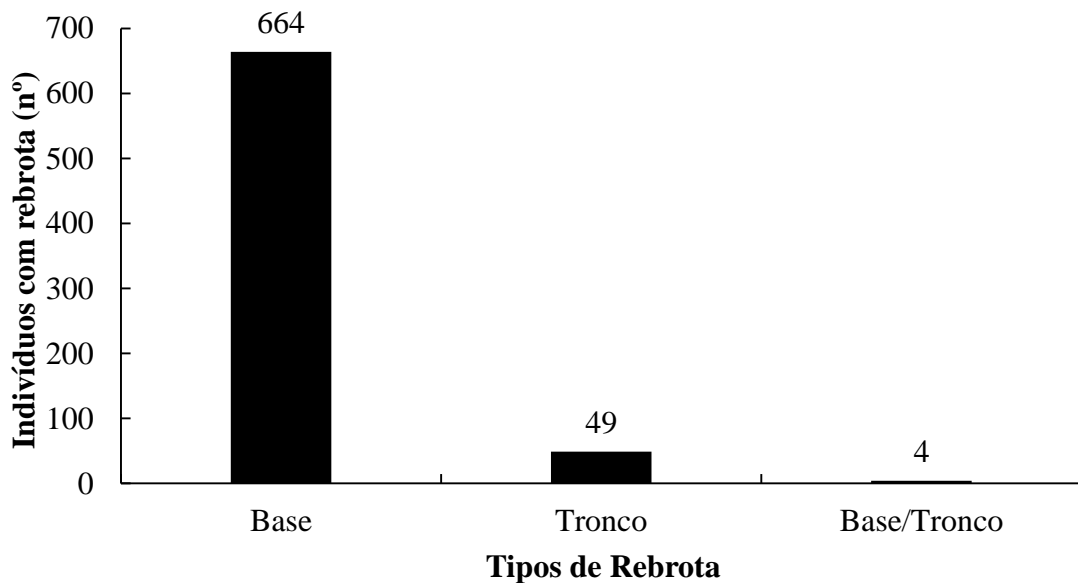


Figura 11: Número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos que sofreram mortalidade aérea em relação ao tipo de rebrota na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

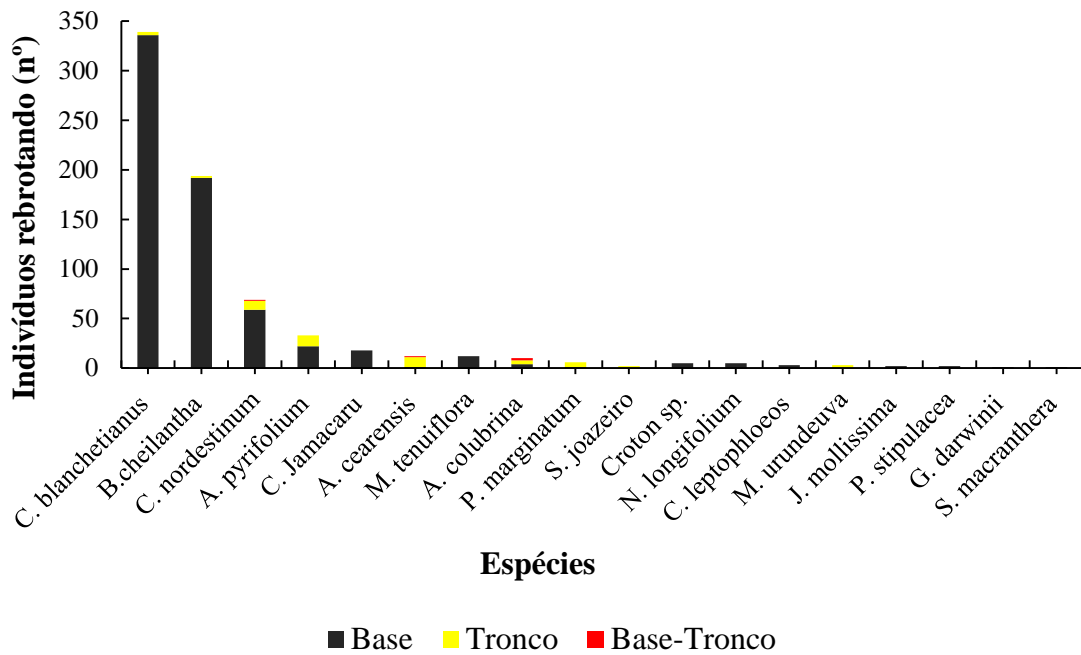


Figura 12: Espécies e número de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos que sofreram mortalidade aérea e estão rebrotando e o tipo de rebrota na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.



Figura 13: Rebrotas de indivíduos arbustivo-arbóreos adultos na área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE. **A** – *C. blanchetianus*; **B** – *B. cheilantha*; **C** – *C. nordestinum* e **D** – *A. pyriform*. Sendo: **A**, **B** e **C** – rebrota na base; **D** – rebrota na base e tronco.

A rebrota de indivíduos lenhosos ocorre naturalmente na Caatinga, semelhante ao que ocorre em ambientes savânicos, principalmente após a passagem do fogo (GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006; SILVA et al., 2011). A persistência dessas plantas na fase juvenil, em áreas sujeitas a incêndios florestais, dependerá de sua capacidade de rebrotar

após a carbonização ou mesmo a perda completa da biomassa área (BOND; MIDGLEY 2001).

Em incêndios com maior intensidade de calor, a parte aérea das espécies pode ficar carbonizada ou até mesmo serem consumidas pelo fogo, tendo assim a morte do câmbio. Em casos quando a região da base não foi afetada pelo calor de forma letal, é comum que a rebrota aconteça na base, ou mesmo partindo das raízes (VALE; LOPES, 2010), como ocorrido na presente pesquisa, em que 92% dos indivíduos apresentaram rebrota somente na base.

Em se tratando de *C. blanchetianus*, sua densidade relativa diminuiu de 38,81% na área controle, para 29,48% na área queimada, e mesmo após a espécie emitir diversas rebrotas, esse valor permanece inferior ao encontrado na área controle. No entanto, sua posição em termos de densidade relativa e demais parâmetros, ainda foi mantida. Em relação a *B. cheilantha*, sua densidade relativa aumentou, passando de 6,67% na área controle para 16,01% na área queimada, o que colocou a espécie como sendo a terceira de maior valor de importância na área queimada. O mesmo aconteceu com a espécie, *C. nordestinum*, que tinha densidade relativa de 5,07% na área controle, passando a ser 5,22% na área queimada, valor esse não tão alterado, mas que exerceu influência para classificar a espécie como a quarta de maior valor de importância na área queimada.

Nesse contexto, em comparação a área controle, verifica-se que mesmo após o incêndio, essas espécies ainda permaneceram dentre as de maior densidade relativa. Esse resultado é similar ao encontrado por SAMPAIO et al. (1998), em um estudo de queima controlada em área de corte e queima de Serra Talhada. Na qual esses autores constataram que após dois anos, o número de indivíduos de uma espécie *Croton*, aumentou no tratamento com queima intensa e atribuíram esse aparecimento de novas plantas à recolonização dos espaços vazios deixados pela queda grande na densidade total; nas parcelas com menor intensidade de fogo, o número de indivíduos de *B. cheilantha* reduziu um pouco, enquanto que as densidades de *C. nordestinum* estavam semelhantes a inicial (antes do corte e queima).

Além disso, foi verificado os seis anos, que as densidades das três espécies tiveram um grande aumento, o que demonstrou a capacidade da espécie de *Croton* e *B. cheilantha* em colonizar áreas parcialmente descobertas e mostrou uma tendência de *C. nordestinum* a ser favorecida pelo fogo, quando de baixa intensidade, mas não a ponto de dominar a vegetação.

Dessa forma, os resultados de SAMPAIO, et al. (1998), (mesmo tendo sido realizados em área de queimada controlada), e os da presente pesquisa, demonstram o potencial dessas espécies em rebrotar e recupera-se pós fogo, mantendo suas densidades elevadas. Resultado esse que pode está atrelado a intensidade do fogo, tendo em vista que nessa pesquisa, o incêndio foi classificado como superficial na maioria das parcelas, assim, pode não ter afetado tanto a

base dos indivíduos, parte da planta onde foi constatado maior quantidade de rebrotas.

4.4 Composição do banco de sementes do solo

A emergência das sementes coletadas no período seco nas duas áreas, iniciou-se no segundo dia após a instalação do experimento e perduraram durante todas as semanas de acompanhamento.

Na área controle, a maior quantidade de emergência ocorreu entre a primeira e quinta semana de acompanhamento, o que correspondeu a 92% do total de emergência, as demais semanas apresentaram menos de 6 emergências cada. O pico de emergência da área controle ocorreu na segunda semana, com 74 sementes emergidas (Figura 14).

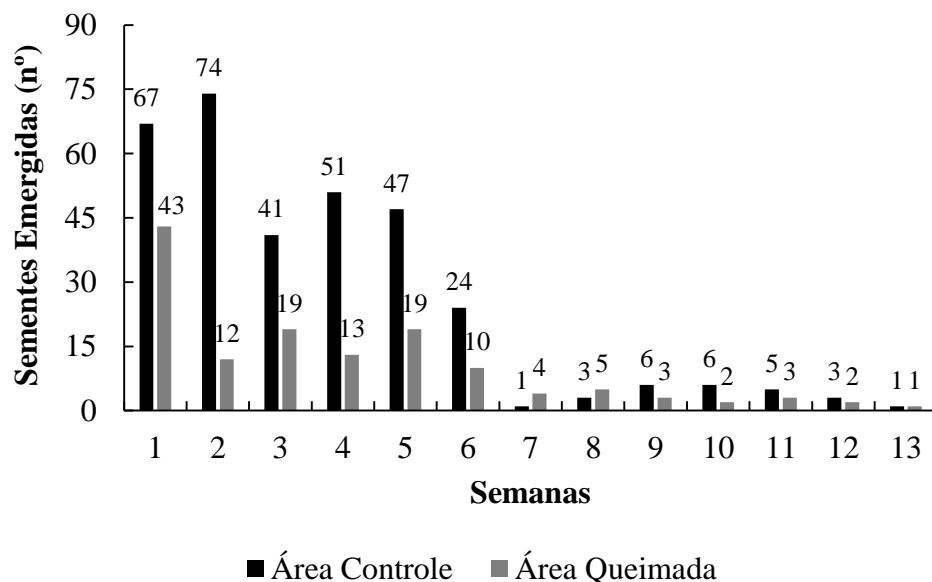


Figura 14: Número de sementes emergidas semanalmente no banco de semente do solo das áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

A área queimada apresentou padrão semelhante, com maior quantidade de emergência também ocorrendo entre a primeira e quinta semana de acompanhamento, correspondendo a 85% do total de emergência, as demais semanas apresentaram menos de 4 emergências cada (Figura 14). O pico de emergência se deu logo na primeira semana, com apenas 43 sementes emergidas.

Em relação a florística, foram registrados nas duas áreas, 354 indivíduos vivos, distribuídos em 18 famílias e 40 espécies. Sendo 12 identificados a nível de espécie, 12 a nível de gênero, 7 a nível de família e 9 permanecem não identificadas, assim, não foram enquadrados

em nenhuma família (Tabela 9). Dessa forma, famílias de maior riqueza, foram a Poaceae (7 espécies), Fabaceae e Malvaceae (3 espécies).

Tabela 9: Florística e número de indivíduos do banco de sementes do solo da área controle (Área 1) e área queimada (Área 2) do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

FAMÍLIA/Espécie	FC	Número de Indivíduos	
		Área 1	Área 2
AMARANTHACEAE			
<i>Amaranthus sp.</i>	Her	1	0
ASTERACEAE			
<i>Cyanthillium cinereum</i> (L.) H.Rob.	Her	1	0
COMMELINACEAE			
<i>Comellina sp.</i>	Her	4	0
CONVOLVULACEAE			
<i>Jacquemontia sp.</i>	Her	1	0
CYPERACEAE			
<i>Cyperus sp.</i>	Her	26	17
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Her	0	1
EUPHORBIACEAE			
<i>Euphorbia comosa</i> Vell	Her	1	0
<i>Croton blanchetianus</i> Baill	Arb	1	0
FABACEAE			
<i>Centrosema sp.</i>	Her	6	2
<i>Macroptilium sp.</i>	Her	1	4
<i>Mimosa sp.</i>	Arbo	9	4
HELIOTROPIACEAE			
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Her	0	21
LYTHRACEAE			
<i>Cuphea impatientifolia</i> A.St.-Hil.	Her	1	0
MALVACEAE			
<i>Corchorus sp.</i>	Her	1	0
<i>Malvaceae sp.</i>	Her	0	6
<i>Wissadula sp.</i>	Her	2	0
MOLLUGINACEAE			
<i>Mollugo verticillata</i> L.	Her	3	1
ONAGRACIA			
<i>Ludwigia sp.</i>	Her	15	14
OXALIDACEAE			
<i>Oxalis sp.</i>	Her	19	7

Continua...

Tabela 9: Continuação

FAMÍLIA/Espécie	FC	Número de Indivíduos	
		Área 1	Área 2
PLANTAGINACEAE			
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Her	84	3
<i>Stemodia</i> sp.	Her	1	0
POACEAE			
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	Her	0	3
Poaceae 1	Her	41	10
Poaceae 2	Her	1	6
Poaceae 3	Her	3	1
Poaceae 4	Her	1	0
Poaceae 5	Her	1	0
Poaceae 6	Her	0	1
PORTULACACEAE			
<i>Portulaca elatior</i> Mart. ex Rohrb.sp.	Her	3	1
TALINACEAE			
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	Her	2	0
URTICACEAE			
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Her	1	1
INDETERMINADA			
Morfoespécie 1	Her	2	1
Morfoespécie 2	Her	1	0
Morfoespécie 3	Her	1	2
Morfoespécie 4	Her	1	1
Morfoespécie 5	Her	2	0
Morfoespécie 6	Her	1	0
Morfoespécie 7	Her	2	2
Morfoespécie 8	Her	0	2
Morfoespécie 9	Her	0	3
Total		240	114
Total Mortas		89	30
Total Geral		329	144

Em que: FC = forma de crescimento: Her = herbáceo; Arb = arbustivo; Arbo = arbóreo

Na área controle foram registradas 33 espécies e 18 famílias (Tabela 8). As famílias mais representativas foram Poaceae e Fabaceae (5 e 3 espécies), seguida de Euphorbiaceae, Malvaceae e Plantaginaceae (2 espécies) (Figura 15). As demais famílias continham apenas uma espécie cada. Sete espécies não foram identificadas, assim, não foram enquadradas em nenhuma família.

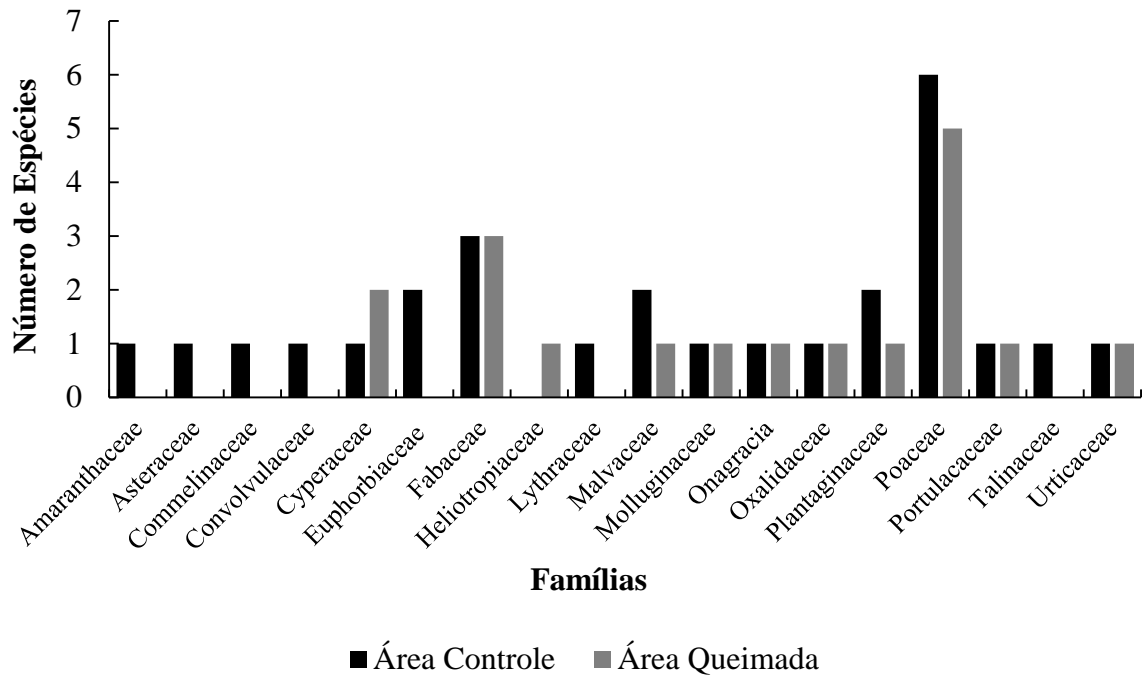


Figura 15: Famílias e número de espécies das plântulas emergidas no banco de sementes do solo das áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

A área queimada apresentou 24 espécies e 11 famílias (Tabela 8), redução de 28% no número de espécies quando comparada a área controle. As famílias mais representativas foram Poaceae e Fabaceae (4 e 3 espécies), seguida de Cyperaceae (2 espécies) (Figura 15). As demais famílias continham apenas uma espécie cada. Seis espécies não foram identificadas, assim, não foram enquadradas em nenhuma família

A família Poaceae e Fabaceae possuem potencial em ocupar ambientes perturbados, e sua presença na área queimada pode auxiliar no processo de restauração florestal, tendo em vista que espécies de Poaceae possuem um sistema de raízes longo e concentrado na superfície do solo, promovendo maior proteção do solo contra erosão (MARTINS, 2013). Se tratando da família Fabaceae, algumas espécies dessa família favorecem o aumento do nitrogênio no solo, por meio da fixação biológica de nitrogênio (ANDRADE et al., 2022; SILVA et al., 2022).

O maior registro de emergência foi no banco de sementes coletado na área controle, com 329 emergências (Tabela 8), com densidade de 342 sementes viáveis por m². No entanto, observa-se que apesar de ter-se essa densidade de indivíduos, esses foram representados por uma grande quantidade de indivíduos de poucas espécies, como por exemplo *Scoparia dulcis* L. (84 indivíduos), Poaceae 1 (N = 41), *Cyperus sp.* (N = 26) e *Oxalis sp.* (19) (Figura 16), correspondendo a densidades de 87, 43, 27 e 19 ind.m². Às quais juntas representam 52% do total de indivíduos emergidos. O restante das espécies foram representadas por poucos

indivíduos.

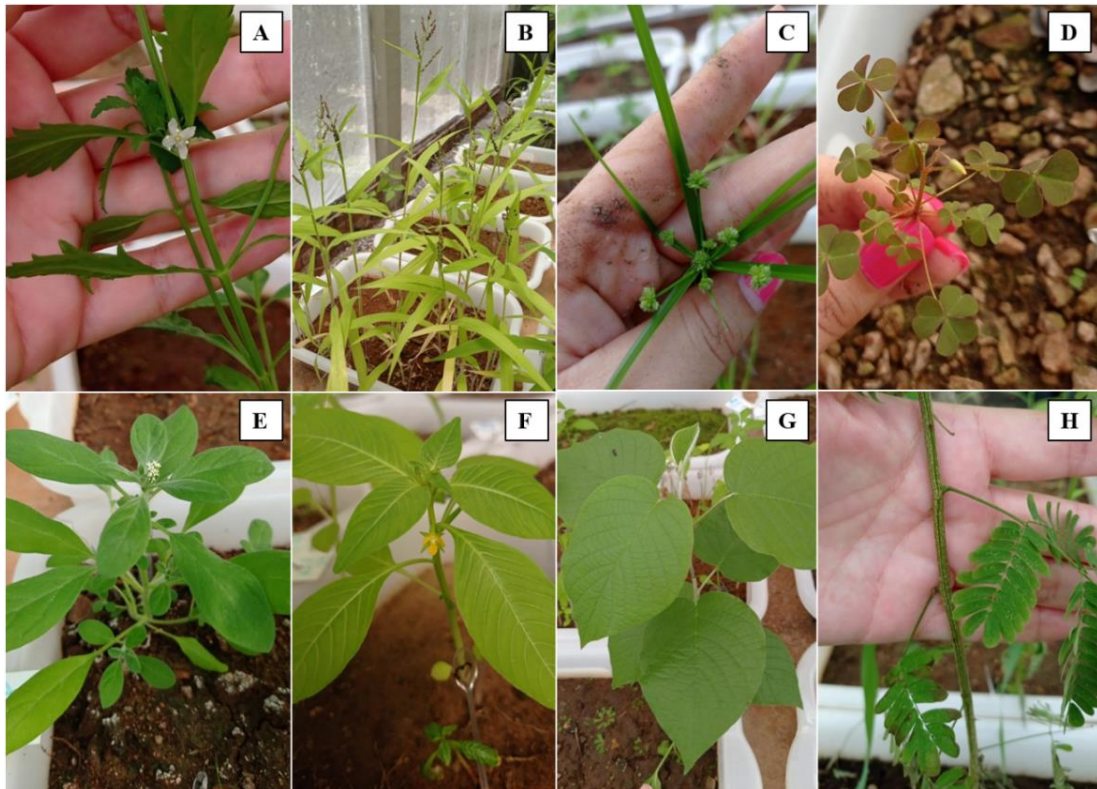


Figura 16: Algumas das espécies herbáceas ocorrentes no banco de sementes do solo da área controle e área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Sendo: **A** - *Scoparia dulcis* L.; **B** - Poaceae 1; **C** - *Cyperus* sp.; **D** - *Oxalis* sp.; **E** - *Euploca procumbens* (Mill.) Diane & Hilger.; **F** - *Ludwigia* sp.; **G** - *Croton blanchetianus* Baill.; **H** - *Mimosa* sp.

Além da perda de espécies, o efeito do fogo na área queimada foi ainda maior sobre o número de sementes emergidas, sendo 60% inferior à obtida para a área controle, com 136 sementes emergidas (Tabela 8) e densidade de 142 sementes viáveis por m². Assim como ocorreu na área controle, poucas espécies foram representadas por uma grande quantidade de indivíduos, a exemplo de *Euploca procumbens* (Mill.) Diane & Hilger. (21 indivíduos), *Cyperus* sp. (N = 17), *Ludwigia* sp. (N = 14) e Poaceae 1 (N = 10) (Figura 16), correspondendo a densidades de 22, 17, 14 e 19 ind.m². Às quais juntas representam 45% do total de indivíduos emergidos. O restante das espécies, foram representadas por poucos indivíduos.

Assim, verifica-se que a comunidade da área controle possui mais espécies que a área queimada, no entanto, as duas são dominadas por poucas espécies. Desse modo, entende-se que o incêndio afetou a riqueza de espécies da área queimada, como constatado na análise de correção de Pearson a ($P \geq 0,05^{**}$) (Figura 17), ao qual indica que quanto maior a intensidade do fogo, menor a riqueza do banco de sementes.

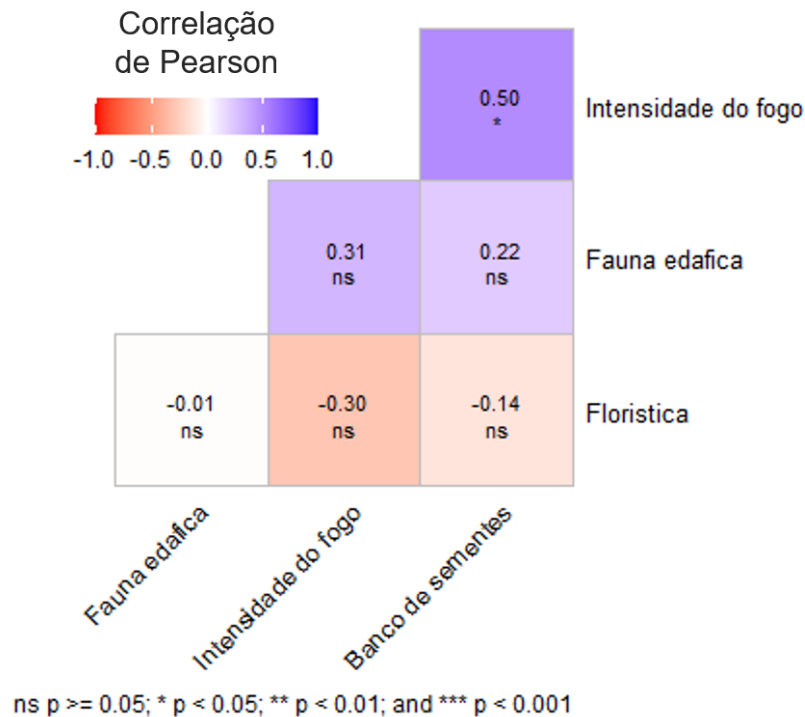


Figura 17: Análise de correlação de Pearson das variáveis estudadas área queimada do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

Paula et al. (2023), ao avaliar o banco de sementes do solo em área de floresta mais conservada e área de agricultura de derrubada e queimada na Caatinga, constataram que a floresta mais conservada possui um banco de sementes do solo mais rico que áreas queimadas. Ainda verificaram que a maioria das espécies das áreas queimadas, são raras e a comunidade é dominada por poucas espécies.

Nesse contexto, fica evidente que os incêndios modificam a comunidade de plântulas do banco de sementes da Caatinga. Além disso, ao considerar que o incêndio da Mata da Pimenteira foi classificado como superficial, e ainda causou modificações no banco de sementes do solo, torna-se importante a implementação de ações preventivas a incêndios, principalmente no que diz respeito a incêndios em curto período de tempo, que podem vir a favorecer incêndios de alta intensidade de fogo se ocorrerem em meses de baixa pluviosidade e enquanto a área encontra-se fragilizada, com grande quantidade de material combustível das árvores que sofreram mortalidade aérea.

Sugestões de ações preventivas iniciais são, por exemplo, a retirada do material combustível morto, verificação de variáveis meteorológicas locais e ações de educação ambiental com a população local, buscando informá-los da importância de se evitar fontes de ignição do fogo em locais próximo a unidade de conservação, bem como informá-los dos

impactos do fogo à biodiversidade (COTRUFO et al., 2016; PRESSLER et al., 2019; MCDOWELL et al., 2020), e provisão de serviços ecossistêmicos (MORADIZADEH et al., 2020).

Portanto, os achados dessa pesquisa indicam que a rebrota de plantas contribuem com regeneração da floresta seca da Caatinga (BARROS et al., 2021), tendo em vista a grande quantidade de indivíduos com mortalidade aérea rebrotando na área queimada, enquanto que, o recrutamento de mudas do banco de sementes se demonstrou de baixa riqueza (sendo dominado especialmente por espécies herbáceas) em comparação com a área controle (TRINDADE et al., 2020; VANDERLEI et al., 2022).

Entretanto, considera-se necessária a avaliação de outras variáveis que podem ter influenciando esse empobrecimento do banco de sementes do solo, como por exemplo, a produção e dispersão de sementes. Além disso, considerando o pouco tempo de acompanhamento do banco de sementes do solo em viveiro florestal, pode ser que algumas sementes estivessem dormentes, assim necessitando de um maior tempo para conseguirem germinar.

No que diz respeito ao hábito das espécies do banco de sementes da área controle, 94% pertencem ao hábito herbáceo, 3% ao arbustivo e 3% ao arbóreo. Na área queimada também ocorre grande dominância de espécies herbáceas, com cerca de 96% das espécies possuindo hábito herbáceo, 3% arbóreo e nenhum pertencente ao arbustivo (Figura 18).

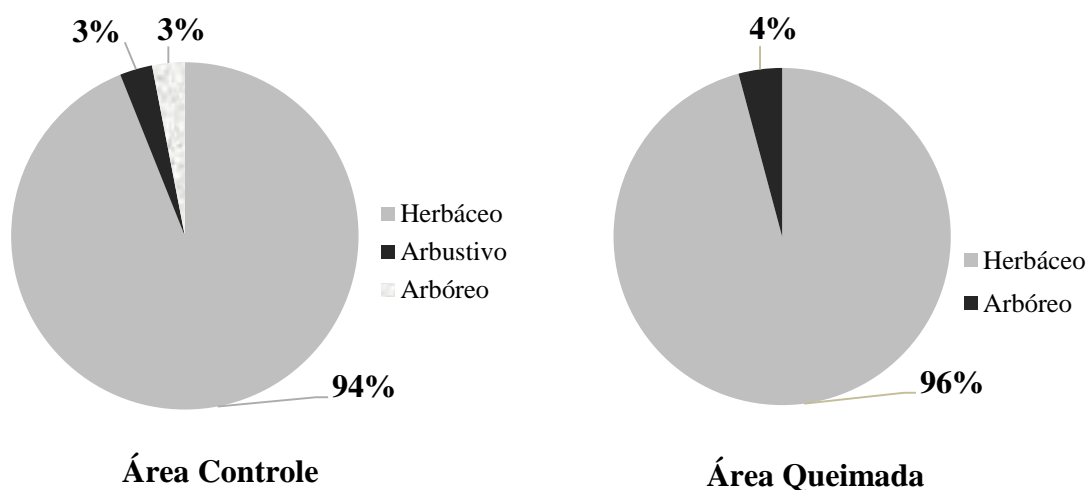


Figura 18: Forma de crescimento das espécies que compõem o banco de sementes do solo nas áreas de estudo no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, PE.

O aumento do número de espécies do estrato herbáceo no banco de sementes do solo da área queimada pode ser explicado pela abertura de clareiras em razão da mortalidade das árvores, uma vez que o estabelecimento desse grupo de plantas é favorecido pela entrada de luz solar no ambiente (FEITOZA et al., 2022).

A comunidade de herbáceas nas áreas de estudo da Mata da Pimenteira pode ser ainda maior, tendo em vista que a coleta de amostras do banco de sementes do solo foi realizada durante o período seco da área, e a germinação de sementes dessas espécies ocorre predominantemente durante o período chuvoso. Assim, muitas sementes presentes no solo, podem ter emergido ainda em campo. Essa maior ocorrência de herbáceas durante a estação chuvosa, traz melhorias para a área queimada em restauração, tendo em vista que estas atuam na proteção do solo contra erosão e vento, além manterem o microclima superficial do solo adequados para o estabelecimento de outras espécies vegetais de estágios sucessionais posteriores (MARTINS, 2013).

O número de espécies arbustiva-arbórea do banco de sementes foi muito baixo, Resultado esse também encontrado em outras pesquisas desenvolvidas em áreas de floresta seca, aos quais os autores avaliando o efeito do fogo na germinação de diferentes espécies, constataram uma redução na germinação de sementes arbóreas quando expostas ao fogo (SOUZA et al., 2019; BEZERRA et al., 2022). Entretanto, como citado anteriormente na presente pesquisa, é necessário a avaliação da emergência de plântulas em viveiro florestal por um período mais longo, visto que muitas espécies de plantas apresentam algum grau de dormência nas sementes (KILDISHEVA, 2020), necessitando de um maior tempo para germinarem.

A espécie *C. blanchetianus* foi a única de forma de crescimento arbustivo que compôs o banco de sementes do solo na área controle, sendo representada por apenas um indivíduo. Em relação ao hábito arbóreo, *Mimosa sp.* foi a espécie representante, apresentando 9 indivíduos na área controle e 4 na área queimada (Tabela 4 e Figura 20). Esse resultado pode está atrelado ao fato de algumas espécies tornarem a comunidade por meio de rebrotas de cepas e não via sementes.

A presença de *Mimosa sp.* no banco de sementes do solo das duas áreas, evidencia o potencial dessa espécie de se desenvolver em ambientes áridos e degradados, podendo vir a contribuir com a recuperação da área queimada, uma vez que se trata de uma espécie pioneira, nativa do semiárido do brasileiro (ROQUE; LOIOLA, 2013) e que possui associação simbiótica com bactérias fixadoras de nitrogênio (VASCONCELOS et al. 2020b), assim, favorecendo o estabelecimento de outras espécies no ambiente.

4.5 Entomofauna edáfica

A fauna edáfica das duas áreas coletada no período chuvoso de 2022, foi representada por 19 ordens e 2102 indivíduos. A área controle abrangeu 1236 indivíduos, distribuídos em 15 ordens. Enquanto a área queimada compreendeu 859 indivíduos, distribuídos em 16 ordens (Tabela 10). Assim, observa-se que houve redução na quantidade de indivíduos da área queimada em relação a área controle. Enquanto o número de ordens permanece semelhante, com diferença de apenas uma ordem.

Tabela 10: Ordens e número de indivíduos da entomofauna edáfica, coletada durante o período chuvoso de 2022, nas áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE

Área Controle				Área Queimada			
Ordens	Ni	FA	FR(%)	Ordens	Ni	FA	FR(%)
Hymenoptera	805	100,0	17,78	Hymenoptera	530	100,0	18,32
Diptera	198	91,7	16,30	Araneae	45	83,3	15,27
Araneae	67	91,7	16,30	Diptera	88	79,2	14,50
Acarina	65	54,2	9,63	Hemiptera	45	58,3	10,69
Coleoptera	32	50,0	8,89	Orthoptera	13	45,8	8,40
Blattaria	28	41,7	7,41	Scorpiones	11	41,7	7,63
Hemiptera	10	29,2	5,19	Collembola	43	41,7	7,64
Orthoptera	8	29,2	5,19	Coleoptera	16	25,0	4,58
Quilopode	8	29,2	5,19	Acarina	6	12,5	2,29
Collembola	7	12,5	2,22	Isoptera	52	12,5	2,29
Scorpiones	4	16,7	2,96	Blattaria	2	12,5	2,29
Archaeognatha	1	4,2	0,74	Archaeognatha	2	8,3	1,52
Diplopode	1	4,2	0,74	Neuroptera	2	8,3	1,52
Gastropode	1	4,2	0,74	Quilopode	2	8,3	1,52
Squamata	1	4,2	0,74	Lepdoptera	1	4,2	0,77
-	-	-	-	Phasmatodea	1	4,2	0,77
TOTAL	1236	563	100	TOTAL	859	546	100

Sendo: Ni = número de indivíduos; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa (%)

Na área controle, a ordem Hymenoptera apresentou mais indivíduos, estando presente em todas as parcelas e assim determinando-a como a ordem de maior frequência absoluta (100,0) e relativa (17,78). Seguida de Diptera e Araneae, ambas com os mesmos valores de frequência absoluta (91,7) e relativa (16,30). As demais ordens são representadas por poucos indivíduos, a exemplo das ordens: Diplopode, Gastropode e Squamata, que além de ocorrerem apenas nessa área, contiveram somente um indivíduo cada (Tabela 10 e Figura 22). A média de

indivíduos e ordens por parcela foi 53 e seis, com a parcela 14 detendo mais indivíduos (N = 174) e a parcela 12, menos indivíduos (N = 17). Em relação a parcela que conteve mais ordens, destaca-se a parcela seis (N = 9), e a parcela 16 e 15 que conteve menos ordens (N = 3).

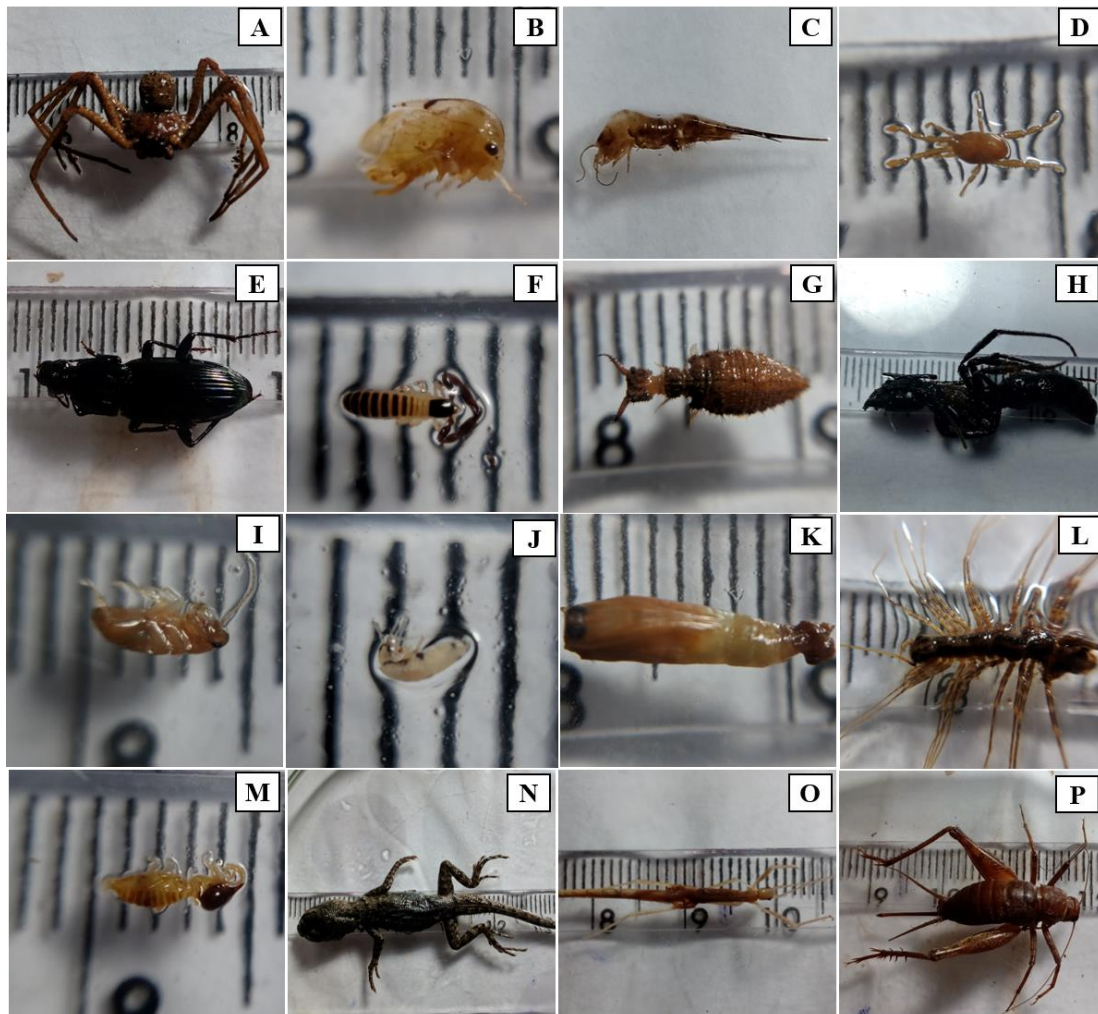


Figura 19: Representantes de indivíduos da entomofauna edáfica coletada durante o período chuvoso de 2022, nas áreas de estudo do Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Sendo: A - Araneae; B - Hemiptera; C - Archaeognatha; D - Acarina; E - Coleoptera; F - Scorpiones; G - Neuroptera; H - Hymenoptera; I - Blattaria; J - Collembola; K - Lepdoptera; L - Quilopode; M - Isoptera; N - Squamata; O - Phasmatodea; P - Orthoptera.

No caso da área queimada, as ordens Hymenoptera (100,0), Araneae (83,3) e Diptera (79,2) permanecem como mais abundantes e consequentemente detiveram maior frequência relativa (18,32; 15,27 e 14,50). As demais ordens foram representadas por poucos indivíduos, a exemplo de Neuroptera (um indivíduo), Lepdoptera e Phasmatodea (um indivíduo cada), que ocorrerem apenas nessa área (Tabela 10 e Figura 22).

A ordem Hymenoptera é a mais abundante de todas e inclui a família Formicidae,

relatadas em diversos estudos como sendo resistentes e resilientes ao fogo, mantendo suas populações elevadas em incêndios de baixa intensidade (PEZZONIA, 2023). Matsuda et al. (2011) afirmam que muitos artrópodes terrestres sobrevivem em copas de árvores em incêndios superficiais de baixa intensidade, e ao realizam a nidificação subterrânea, contribuem com aeração do solo e dispersão de sementes, além de manterem suas larvas, ovos e indivíduos adultos protegidos das chamas e do calor do incêndio.

Porto (2022) avaliando uma área queimada no Cerrado, constatou que o fogo de baixa intensidade promoveu efeitos positivos para formigas, já que acelerou a rebrota de plantas que forneciam recurso alimentares para esses insetos. Na área queimada da MP, houve rebrota de muitos indivíduos, o que pode ter contribuído para essa ordem ainda apresentar maior frequência relativa nessa área.

É comum observar em áreas queimadas o aumento de indivíduos predadores, como aranhas e algumas espécies de formigas (HOFFMANN, 2003), uma vez que o ambiente contém presas enfraquecidas e os predadores se beneficiam, predando ou competindo por recursos limitados. Fato este importante, tendo em vista que a ordem Araneae, contribui no controle de pragas da referida área queimada (CORREIA; OLIVEIRA, 2000; HOFFMANN, 2003).

5. CONCLUSÕES

O incêndio florestal ocorrido na Mata da Pimenteira foi moderado, proporcionando modificações na estrutura da vegetação, capazes de comprometer a evolução sucessional em curso na área, ou mesmo diminuir sua resiliência, deixando-a mais vulnerável e suscetível a possíveis incêndios que possam vir a ocorrer.

A rebrota de plantas na MP contribui com a regeneração desse ambiente, tendo em vista a elevada presença de indivíduos com mortalidade aérea rebrotando, assim, considera-se que a área queimada está buscando formas de reestruturação da vegetação, a qual deve ser acompanhada em anos posteriores, por meio da avaliação da dinâmica florestal.

O banco de sementes do solo da área queimada possui menos espécies que na área controle, além disso, foi correlacionado negativamente com a intensidade do fogo. Entretanto, considera-se necessária a avaliação de outras variáveis que possam ter influenciado esse resultado, como, por exemplo, a produção/dispersão de sementes e o pouco tempo de avaliação dessa variável em viveiro florestal.

A entomofauna edáfica diminuí os de frequência absoluta e relativa da área queimada em relação a área controle. No entanto, as ordens Hymenoptera, Araneae e Diptera ainda permanecem entre mais abundantes na área queimada, podendo auxiliar na recuperação desse ambiente, por meio da aeração do solo, troca de nutrientes, dispersão de sementes, controle de pragas, dentre outras funções.

Portanto, considera-se que o incêndio ocorrido em outubro de 2020 na Mata da Pimenteira, acarretou alterações nos atributos vegetacionais e edáficos, mas as áreas ainda se mantem resiliente. Dessa forma, recomenda-se ações de prevenção contra incêndios e a aplicação de técnicas de restauração florestal passiva, visando a manutenção da sua biodiversidade e equilíbrio em menor tempo possível.

6. REFERÊNCIAS

AGUIAR, M.I. et al. Composição, abundância e diversidade da fauna edáfica em um fragmento de Caatinga. **Nature and Conservation**, v.14, n. 2, p. 46-55, 2021. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2021.002.0005>. Acesso em: 23 de mai. de 2023.

ALMEIDA, L.M.; RIBEIRO, C.S.R.; MARINONI, L. Manual de coleta, conservação, montagem e identificação de insetos. Ribeirão Preto: **Holos**, 88p, 2003. Acesso em: 12 de ago. de 2022.

ALVES, A.R. et al. Análise da estrutura vegetacional em uma área de Caatinga no município de Bom Jesus, Piauí. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.26, n.4, p.99-106, 2013. Acesso em: 15 de nov. de 2022.

ANDRADE, R.L. et al. Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga no município de Jardim de Piranhas - RN, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v.8, n.9, p.61159-61172, 2022. DOI:10.34117/bjdv8n9-052. Acesso em: 23 de nov. de 2022.

ANJOS, A.G et al. Patch and landscape features drive fire regime in a Brazilian flammable ecosystem. **Journal for Nature Conservation**. v.69, n.11, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126261>. Acesso em: 16 de jun. de 2023.

ANTONGIOVANNI, M. et al. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v.57, n.10, p. 2064-2074, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Acesso em 12 de ago. de 2022.

ARAÚJO, F.D.C. et al. Post-fire plant regeneration across a closed forest-savanna vegetation transition. **Forest Ecology and Management**, v.400, p.77-84, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.058>. Acesso em: 21 de fev. de 2023

ARAÚJO-FILHO, R.N. et al. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v.407, p.210-220, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Acesso em 21 de fev. 2023.

ARTÉS, T. et al. Um conjunto de dados global de incêndios florestais para a análise de regimes de fogo e comportamento do fogo. **Ciência Dados**. v.6, p.1-11, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509837696>. Acesso em: 20 de jan. de 2023.

ASSIS, L. S.; CAMPOS, M.; GIRÃO, V. J. Manejo de fragmentos florestais degradados. Campinas: **The Nature Conservancy**, 172 p, 2019. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/manejodefragmentosflorestaisdegradados.pdf>. Acesso em: 15 de mar. de 2023.

BARGOENA, L.R.; CAVALHEIRO, A.L.; BIANCHINI, E. Banco de sementes em reflorestamento, borda e interior de remanescente de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Iheringia**, v. 75, p.11, 2020. DOI: <https://doi.org/10.21826/2446-82312020v75e2020008>. Acesso em: 23 de abr. de 2023.

BARROS, M.F. et al. Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *For. Ecol. Manag.* v.482, p.118–881, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>. Acesso em 10 de nov. de 2022.

BARROSO, R. F. Características morfológicas e carbono orgânico do solo em áreas de caatinga no semiárido da Paraíba. 2017. 83f. Dissertação – (Mestrado em Ciências Florestais), Centro de Saúde e Tecnologia Rural (CSTR), Patos-PB, 2017. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/xmlui/bitstream/handle/riufcg/3649/roberto%20ferreira%20barroso%20%20disserta%20c7%20c3o%20ppgcf%202017.pdf?sequence=3>. Acesso em: 15 jul. 2022.

BASKIN C.C.; BASKIN J.M. Seeds ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. **Elsevier**, 2014.

BATISTA, A.C.; LIMA, S.; SOARES, R.V. Altura de carbonização da casca das árvores como estimador da intensidade do fogo em queima controlada. In. Anais do I Congresso Florestal Panamericano e VII Congresso Florestal Brasileiro, 1993, Curitiba. **Anais...** Curitiba, 1993. p.169-170.

BATISTA, A.C.; SOARES, R.V. Relações entre altura de carbonização da casca das árvores e algumas variáveis do comportamento do fogo em uma queima controlada em povoamento de *Pinus taeda*. **Floresta**. v.23, n.1/2, p.47-53, 1995.

BEUTLING, A. **Caracterização para modelagem de material combustível superficial em reflorestamento de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze**. 2005. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná. 2005. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/1659/R%20-%20D%20-%20alexandre%20beutling.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 jun. 2022.

BEZERRA, J.S. et al. Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. **Forest Ecology and Management**, v.513, p.120-185, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120185>. Acesso em: 03 de mai. de 2023.

BOND, W.J.; MIDGLEY J.J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in ecology & evolution**, v.16. n.1, p.45-51. 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02033-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4). Acesso em: 05 de jun. de 2022.

BOND, W.J.; WILGEN, B.W. **Fire and Plants**. New York, Chapman & Hall. 1996.

BORDIN, D.; SARTOR, V. Diversidade e abundância da entomofauna em 3 estações do ano no Campus da Universidade do Contestado – UNC, Distrito de Marçílio Dias, Santa Catarina. **Revista Saúde Meio Ambiental**, v.5, n.1, p.89-104, 2016. DOI: <https://doi.org/10.24302/sma.v5i1.847>. Acesso em: 21 de jul. de 2022.

BOWMAN, D.M.J.S. et al. Vegetation fires in the Anthropocene. **Nature Reviews Earth & Environment**, v.1, n.10, p.500-550, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>. Acesso em: 11 de nov. de 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biomass: Caatinga**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biomass/caatinga.html> Acesso em: 20 jan. 2023.

BREVIK, E.C. et al. The interdisciplinary nature of soil. **European Geosciences Union. Soil**, n.1, p.117-129, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil>. Acesso em: 23 de dez. de 2023.

BROWN, A.A.; DAVIS, K.P. **Forest fire-control and use**. McGraw-Hill, New York, 2ed., 686p.1973.

BROWN, D. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, Canadá, v.70, p.1603-1612, 1992. DOI: 10.1139/b92-202. Acesso: 21 de jun. 2022.

BUDKE, J.C. et al. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia-Série Botânica**, v.60, n.1, p.17-24, 2005. <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/202>. Acesso em: 25 out. 2022.

CAIN, M.D. Height of stem-bark char underestimates flame length in prescribed burns. **Fire Management Notes**, v.45, n.1, p.17-21, 1982.

CAMARGOS, V.L. et al. Estudo do comportamento do fogo em um trecho de floresta estacional semidecídua no município de Viçosa, Minas Gerais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.25, n.3, p.537-545, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509819605>. Acesso: 24 de out. de 2022.

CARDENAS-SALGADO, J.C.; PIZANO, C. Efecto de temperaturas que simulan incêndios sobre la germinación de semillas de un bosque seco tropical. **Colombia Florestal**. Bogotá, v.22, n.2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201x.14702>. Acesso: 12 de out. de 2022.

CARRANO-MOREIRA, A.F. **Insetos: manual de coleta e identificação**. Technica, 2º ed. p.369, 2014.

CONEGLIAN, A. et al. Avaliação de danos causados por incêndio florestal em plantios de *Acacia mangium* Willd., utilizados como processo de estabilização de voçoroca. **Revista Científica de Engenharia Florestal**, v.23, n.1, p.1-10, 2014.

CONEGLIAN, A. et al. Danos do fogo causados a um povoamento de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake, em Ipameri-GO. **Revista Agrarian Academy**, v.5, n.9, p.347, 2018. <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/agrarian/article/view/5040>. Acesso em: 21 de abri. de 2023.

CORREIA, G.G.D.S.; MARTINS, S.V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v.22, p.79-87, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.096714>. Acesso em: 23 de set. de 2022.

CORREIA, M.E.F.; OLIVEIRA, L.C.M. **Fauna do solo: aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000.

COSTA, C.G.M. **Efeitos do extrato hidroalcolico do marmeleiro (*Croton blanchetianus* (Baill) e mussambê (*Cleome spinosa* (Jacq) sobre os parâmetros reprodutivos de fêmeas ingurgitadas de *Rhipicephallus (Boophilus) microplus* no semiárido paraibano**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Medicina Veterinária) - Universidade Federal de Campina Grande, Patos. 2014.

COSTA, L.N. et al. Rendimento de forragem e morfogênese de *Axonopus aureus*, durante o período seco, nos cerrados de Roraima. **Revista Agro@mbiente On-line**, v.6, n.1,

p.59- 66, 2012.

COTRUFO, M.F. et al. Redistribution of pyrogenic carbon from hillslopes to stream corridors following a large montane wildfire. – **Global Biogeochemical Cycles**, v.30, p.1348–1355. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/2016GB005467>. Acesso em: 21 de out. de 2022.

CURT, T.; RIGOLOT, E. Prévenir les risques d'incendies de forêt dans un contexte de changement global. **Sciences Eaux & Territoires**, n.33, p.50-55, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3917/set.033.0050>. Acesso em: 14 de jun. de 2022.

DEXTER, K. G. et al. Inserting Tropical Dry Forests Into the Discussion on Biome Transitions in the Tropics. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v.6, n.104, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00104>. Acesso em: 18 de ago. de 2022.

DUTRA-JÚNIOR, S.M.C. et al. Conhecendo incêndios florestais. In: Franco, A.O.; Silva Bento, V.R.S. (1 Eds.). **Áreas naturais protegidas brasileiras: gestão, desafios, conceitos e reflexões**. Campo Grande: Editora Inovar, 2021. 186p.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIAS. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. 1. ed. Brasília: Embrapa, 370p, 2015.

ERASMI, S. et al. Vegetation Greenness in Northeastern Brazil and Its Relation to ENSO Warm Events. **Remote Sensing**, v.6, n.4, p.3041-3058, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs6043041>. Acesso em: 07 de mar. de 2023.

FEITOZA, M.O.M. et al. O papel de árvores isoladas na composição e abundância de espécies herbáceas em ambiente semiárido. **Conjecturas**, v.22, n.9, p.354–373, 2022. <https://conjecturas.org/index.php/edicoes/article/view/1403>. Acesso em: 18 de jun. de 2023.

FERNANDES. S.P.S. et al. Increases in soil mesofauna through tree establishment and grazing deferment in a degraded area in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.35, n.4, p.894 –904, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-21252022v35n417rc>. Acesso em: 15 de ago. de 2022.

FERRAZ, E.M.N. Variação florístico-vegetacional na região do vale do Pajeú, Pernambuco. 1994. 197f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1994.

FERREIRA, C. D et al. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural na caatinga. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.9, n.4, p.562-569, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v9i4a4497>. Acesso em: 24 de jul. de 2022.

FLORA DO BRASIL. Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2020. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/principaluc/principaluc.do;jsessionid=3c87dacdc7e4154a0deb787011e2ef4#condicaotaxoncp>. Acesso em: 14 set. 2022.

FONSECA, F. **Manual de restauração florestal**: um instrumento de apoio à adequação

ambiental de propriedades rurais do Pará. Belém, PA: TNC, 128p. 2013.

FORMIGA, et al. Distribuição temporal da macrofauna edáfica em áreas de caatinga sob pastejo caprino. *Revista Eletrônica Acervo Saúde/Electronic Journal Collection Health ISSN*, v. 2178, p.2091. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, v.10, n.2, p.1551-1559, 2018.

FREITAS, F.A. et al. Estrutura fitossociológica da vegetação arbóreo-arbustiva em área de Caatinga com histórico de perturbação antrópica na Paraíba, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**. v.7, n.1, p.92-102, 2020.

FREITAS, L. et al. Indicadores da Qualidade Química e Física do Solo sob Diferentes Sistemas de Manejo. **Unimar Ciências**, v.26, n.1-2, p.08-25, 2017.

FREITAS, M.S.C. Distribuição de organismos da fauna epigeica, ciclagem de nutrientes e carbono do solo em agroecossistema de mangueira no Semiárido. 2018. 115f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/14396/1/TA192.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2023.

GALLO, D. et al. **Entomologia agrícola**. Piracicaba, FEALQ,3. ed. p.920. 2002.

GÓES, Q.R. et al. Análise da fauna edáfica em diferentes usos do solo no Bioma Pampa. **Ciência Florestal**, v.31, n.1, p.123-144, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509832130>. Acesso em: 07 de out. de 2022.

GOMES-JÚNIOR, J.A.; BRAGA-JÚNIOR, A.J.; SANTOS SENHUK, A.P.M. Composição florística e diagnose ambiental de um fragmento florestal de Cerrado na bacia hidrográfica do Rio Uberaba. **Scientia Plena**, v.18, n.10, p.1-12, 2022. DOI: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2022.102401>. Acesso em: 06 de mai. de 2023.

GONÇALVES, F.B. et al. Chuva de sementes em remanescente de Caatinga, Porto da Folha, Sergipe, Brasil. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v.8, n.1, p.1279-1290, 2021. DOI: <https://doi.org/10.34062/afs.v8i1.10849>. Acesso em: 21 de out. de 2022.

GONÇALVES, M.P.M. Técnicas de recuperação florestal em áreas perturbadas na caatinga Ceará. 2017. 170f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2017. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/bitstream/tede2/7392/2/Maria%20da%20Penha%20Moreira%20Goncalves.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2023.

GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. Life in the Cerrado: a South American Tropical Seasonal Vegetation. **Origin, Structure, Dynamics and Plant Use**. Reta Verlag, Ulm, Germany, v.1, 2006.

GRACIOLLI, G. et al. Biota-MS: Montando o quebra-cabeça da biodiversidade de Mato Grosso do Sul. **Iheringia**, v.107, p.1-7, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017100>. Acesso em: 12 de jun. de 2023.

GROSS, K.L. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. **Journal of Ecology**, London, v.78, p.1079-1093, 1990. DOI: <https://doi.org/10.2307/2260953>. Acesso em: 04 de nov. de 2022.

GUERRA, T.J. et al. Herbs and suffrutescents. **Journal of Ecology**, v.73, n.445–458, 2018.

HEYDARI, M. et al. Effects of fire disturbance on alpha and beta diversity and on beta diversity components of soil seed banks and aboveground vegetation. **Plant Ecology and Evolution**, v.150, n.3, p.247–256, 2017.

HOFFMANN, W.A. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology*. v.80, n.4, p.1354-1369, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1354:FAPDOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1354:FAPDOW]2.0.CO;2). Acesso em: 02 de nov. de 2022.

HOFFMANN, W.A.; SOLBRIG, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, v.180, n.1-2, p.273-286, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00566-2). Acesso em: 03 de dez. de 2022.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Banco de Dados de Queimadas. 2016. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/queimadas/> Acesso em: 25 de agosto de 2022.

JACQUES, C. et al. Abundância de invertebrados de solo encontrados em diferentes ambientes na Universidade Federal da Fronteira Sul/Campus Chapecó-SC. **Agrarian Academy**, Goiânia, v.4, n.8, p.1-10, 2017.

JESUS, J.B.D. et al. Análise da incidência temporal, espacial e de tendência de fogo nos biomas e unidades de conservação do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.30, n.1, p.176-191, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509837696>. Acesso em: 20 de out. de 2022.

JOHNSON, N.F.; TRIPLEHORN, C.A. **Estudo Dos Insetos**. Cengage Learning. 2º ed, p.766, 2015,

JORNAL DO COMÉRCIO (UOL). Incêndio de grandes proporções atinge o Parque Estadual Mata da Pimenteira, em Serra Talhada. *Jornal do Comércio*, Recife, 14 out. 2020. Disponível em: <https://jc.ne10.uol.com.br/pernambuco/2020/10/11985131-incendio-de-grandes-proporcoes-atinge-o-parque-estadual-mata-da-pimenteira--em-serra-talhada.html>. Acesso em: 14 fev. 2023.

JOST. Entropy and diversity, *Oikos*, v.113, n.2, p. 363–375, 2006.

JÚNIOR, M.P.D. Fitossociologia e indicadores ecológicos em áreas de Caatinga com diferentes usos no sertão da Paraíba, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021. Disponível em: http://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos/marcelo_pereira_dutra_junior.pdf. Acesso em: 13 abr. 2023.

KARASAKI, V.; MORAIS, J.W.; BRAGA, R.F. Macrofauna. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, S.J.; ZANETTI, R.; STURMER, S. L. **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção**. Lavras: UFLA, 2013. 352p

KAYLL, A.J. A technique for studying the fire tolerance of living trunks. Canada:

Department of Forestry, 22p, 1963.

KEELEY, J. et al. Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management. **Cambridge University Press**: New York, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1560/IJEE.58.2-3.103>. Acesso em: 29 de mar. de 2023.

KILDISHEVA, A. Dormancy and germination: making every seed count in restoration. **Restoration Ecology**, v.28, n.3, p.256-265, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13140>. Acesso em: 02 de set. de 2022.

KINLOCH J.E.; RIEDEL M.H. Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia. Part 1: seed bank and vegetation dynamics. **Journal of Arid Environments**. v.60, n.1, p.133–161, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.005>. Acesso em: 04 de set. de 2022.

LAWES M.J. et al. How do small savanna trees avoid stem mortality by fire? The roles of stem diameter, height and bark thickness. **Ecosphere**, v.2, n.4, p.1-13, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES10-00204.1>. Acesso em: 27 de out. de 2022.

LEITE, J.A.N. et al. Análise quantitativa da vegetação lenhosa da Caatinga em Teixeira, PB. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.35, n.82, p.89-100, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4336/2015.pfb.35.82.5>. Acesso em: 30 de nov. de 2022.

LEMOS-FILHO, L.C.A.; FERREIRA, L.L.N.; LYRA, D.L. Variabilidade espacial de atributos do solo indicadores de degradação ambiental em microbacia hidrográfica. **Revista AgroAmbiente**, v.11, n.1, p.11-20, 2017. DOI: 10.18227/1982-8470ragro.v11i1.3413. Acesso em: 20 de dez. 2022.

LINDENMAYER, D.B. et al. Recent Australian wildfires made worse by logging associated forest management. **Nature Ecology and Evolution**, v.4, n.7, p.898-900, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1195-5>. Acesso em: 01 de nov. de 2022.

LIPOMA, M.L.; FUNES, G.; DIAZ, S. Fire effects on the soil seed bank and post-fire resilience of a semi-arid shrubland in central Argentina. **Austral Ecology**, v.43, p.46– 55, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12533>. Acesso em: 21 de jun. de 2023.

LLORET, F.; LUIS, L.S. Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. **Journal of Vegetation Science**. v.4, n.3, p.367-374. 1993. DOI: <https://doi.org/10.2307/3235595>. Acesso em 05 de jun. de 2022.

LOPES, E.R.N. et al. Zoneamento de Risco de Incêndio e Queimadas no Município de Sorocaba, São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**. v.36, 2018. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v36i0.148048>. Acesso em: 29 de dez. De 2022.

LOPES, M.C.A.; ARAÚJO, V.F.P.; VASCONCELLOS, A. The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. **Brazilian Journal Of Biology**, [s.l.], v.75, n.3, p.703-708, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21613>. Acesso em: 26 de nov. de 2022.

LUCENA, M. S.; ALVES, A. R.; BAKKE, I. A. Regeneração natural da vegetação arbóreo-arbustiva de Caatinga em face de duas formas de uso. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, v.13, n.3, p.212-222. 2017. DOI:

<https://doi.org/10.30969/acsa.v13i3.887>. Acesso em: 02 de set. de 2022.

LUCENA, M.S.; SILVA, J.A.; ALVES, A.R. Regeneração natural do estrato arbustivo-arbóreo em área de Caatinga na Estação Ecológica do Seridó –RN, Brasil. **Revista Biotemas**, v.29, n.2, p.17-31, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n2p17>. Acesso em: 23 de set. de 2022.

LUCIARDO, R.O.; CUNHA, N.R.S.; SILVA-JUNIOR, A.G. Identificação e proposição de métodos de valoração econômica dos efeitos das queimadas no estado de Mato Grosso. **XLII Congresso da SOBER**, Cuiabá, MT, v. 10, p. 14, 2004. Disponível em: https://queimadas.dgi.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2004_Luciardo_queimadasmt_xliisober_de3ospdf.pdf. Acesso em: 20 mar. 2023.

MAGALHÃES, S.R. et al. Comportamento do fogo em diferentes períodos e configurações de uma paisagem no nordeste de Portugal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.27, n.2, p.457-469, 2017.

MAIA, G.N. Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades. 2ª ed. Fortaleza: **Printcolor Gráfica e Editora**, 413p, 2012.

MARANGON, G.P. et al. Estrutura e padrão espacial da vegetação em uma área de caatinga. **Floresta**, v.43, n.1, p.83-92, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/RF.V43I1.27807>. Acesso em: 03 de dez. De 2022.

MARIANO, D.A. et al. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. **Remote Sensing of Environment**, New York, v.213, p.129-143, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.048>. Acesso em: 24 de jan. de 2023.

MARQUES, D.M. et al. Macrofauna edáfica em diferentes coberturas vegetais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.30, n.5, p.1588-1597, 2014.

MARQUES, J.A. **Banco de sementes e atributos químicos do solo em uma cronosequência no caparaó do Espírito Santo**. 2022. 48f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Instituto Federal do Espírito Santo, Ibatiba, 2022. Disponível em: https://repositorio.ifes.edu.br/bitstream/handle/123456789/1628/TCC_Jamilly_Assis_Marques.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 20 jun. 2023.

MARTINS F.R.; BATALHA M.A. **Formas de vida, espectro biológico de Raunkiaer e fisionomia da vegetação**. Apostila. Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP. 2011. Disponível em: <https://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/bt682/2003/Apostila-FormasVida-2003.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2023.

MARTINS, S.V. Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: **Aprenda Fácil**, 2013.

MATSUDA, G. et al. Efeitos de incêndios florestais em larga escala em formigas terrestres (Hymenoptera: Formicidae) no sul da Califórnia. **Environmental Entomology**, v.40, n.2, p.204-216, 2011.

MCARTHUR, A.G. **Fire behaviour in eucalypt forests**. Canberra: Forestry and Timber Bureau, leaflet, 1967, 36p.

MCDOWELL, N.G. et al. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, v.368, n.6494, 2020. DOI: 10.1126/science.aaz9463. Acesso em: 30 nov. de 2022.

MEDEIROS, F.S. et al. Florística, fitossociologia e modelagem da distribuição diâométrica em um fragmento de Caatinga em São Mamede-PB. **Agropecuária Científica no Semiárido**. Patos-PB, v.14, n.2, p.85-95, 2018.

MEDEIROS, M.B. MIRANDA, H.S. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica**. v.19, n.3, p.493-500. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300009>. Acesso em: 23 de jan. de 2023.

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil), **Brazilian Journal of Botany**, v.33, n.1, p.37-50, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042010000100005>. Acesso em: 21 de fev. 2023.

MELO, A.L. et al. Flora Vascular Terrestre. In: SANTOS, E.M. et al. (orgs.). **Parque Estadual Mata da Pimenteira: Riqueza Natural e Conservação da Caatinga**. Recife: EDUFRPE, p.83-103, 2013.

MELO, A.V.P.V.; CIRNE, M.V.M.C. Análise do programa de Brigadas em Pernambuco no contexto da importância das ações do manejo integrado do fogo. **Biodiversidade Brasileira**, v.9, n.1, 2019.

MELO, F.V. et al. **Importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como biondicadores**. Boletim Informativo da SBCS. Visoça: SBCS, 2009.

MILLER, P.M. Effects of deforestation on seed banks in a tropicaldeciduous forest of western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**. v.15, p.179–188, 1999. doi:10.1017/S0266467499000747. Acesso em: 12 de fev. de 2023.

MIRANDA, H.S. et al. Fires in the Cerrado, the Brazilian savanna, In: COCHRANE, M.A. (Ed.), **Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics**. Springer-Praxis, p.427–450, 2009.

MIRANDA-NETO, A. et al. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, v.38, p.609-620, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000400004>. Acesso em: 25 de out. de 2022.

MORADIZADEH, H. et al. Ecological effects of fire severity and time since fire on the diversity partitioning, composition and niche apportionment models of post-fire understory vegetation in semi-arid oak forests of Western Iran. **Ecological Engineering**, v.143, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105694>. Acesso em: 29 de dez. de 2022.

MORAES, L.F.D.; CAMPELLO, E.F.C.; FRANCO, A.A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das

ações. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v.14, n.2, p.437-451, 2010. doi: <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1402.07>. Acesso em: 25 de set. de 2022.

MORAIS, R.F. et al. Chuva de sementes em uma região ecotonal entre Cerrado e Caatinga no Piauí, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.32, n.2, p.673-697, 2022. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509846859>. Acesso em: 03 de abr. de 2023.

MOREIRA, F.M.S.; HUISING, J.E.; BIGNELL, D.E. **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: UFLA, 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley 7 Sons, 547 p. 1974

MYERS, R.L. Convivendo com o Fogo – Manutenção dos Ecossistemas & Subsistência com o Manejo Integrado do Fogo. **The Nature Conservancy**, p.26, 2006.

NASCIMENTO, A.V.S. et al. O que Sabemos sobre as Sementes de *Astronium urundeuva* (M. Allemão) Engl. (Anacardiaceae)? Revisão sobre uma Espécie Ameaçada e com Importância Socioeconômica. **Biodiversidade Brasileira**, v.12, n.4, p.1-13, 2022.

NASCIMENTO, M.T. et al. Efeitos do fogo nas florestas: as queimadas em Roraima. **Ciência Hoje**, v.27, p.40-43, n.157, 2000.

NOUTCHEU, R. et al. Coppicing as a driver of plant resprouting and the regeneration of a Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**. v.529, n.1, p.120736. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120736>. Acesso em: 25 de set. de 2023.

OLIVEIRA, A.Ó.; SANTOS, F.I.R.; LOPES, C.G.R. Variações na flora e síndromes de dispersão de espécies lenhosas da Caatinga e Cerrado no nordeste brasileiro. **Revista Equador** (UFPI), v.10, n.1, p.329–345, 2021.

OTTERSTROM, S.M.; SCHWARTZ, M.W.; VELÁZQUEZ-ROCHA, I. Responses to fire in selected tropical dry forest trees. **Biotropica**, v.38. n.5, p.592-598, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00188.x>. Acesso em: 17 de jan. de 2023.

PAES, J.B. et al. Características físicoquímica, energética e dimensões das fibras de três espécies florestais do semiárido brasileiro. **Floresta e Ambiente**, v.20, n.4, p.550-555, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4322/floram.2013.022>. Acesso em: 24 de fev. 2023.

PAULA, A.S. et al. The role of seed rain and soil seed bank in the regeneration of a Caatinga dry forest following slash-and-burn agriculture. **Journal of Arid Environments**, v.211, p.104-948, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.104948>. Acesso em: 18 de set. de 2023.

PAUSAS, J.G.; KEELEY, J.E. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. **New Phytologist**, v.204, n.1, p.55–65, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.12921>. Acesso em: 26 de jan. de 2023.

PEIXOTO, A.L.; LUZ, J.R.P.; BRITO, M.A. **Conhecendo a Biodiversidade**. Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio, 2016. 196p.

PEREIRA-JÚNIOR, L.R.; ANDRADE, A.P.; ARAÚJO, K.D. Composição florística e

fitossociológica de um fragmento de caatinga em Monteiro, PB. **Holos**, v.6, p.73-87, 2013. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2012.1188>. Acesso em: 22 de mar. de 2023.

PEREIRA-JÚNIOR. et al. Diversidade e funcionalidade da fauna edáfica no campus vi da Universidade do Estado do Pará no município de Paragominas no estado do Pará. **Research, Society and Development**, v.11, n.6, 2022. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i6.29454>. Acesso em: 12 de abr. de 2022.

PERES, M.K. **Estratégia de dispersão de sementes no bioma cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas**. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília, Brasília, Brasília, 2016. Disponível em: https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/20630/1/2016_MarceloKuhlmannPeres.pdf. Acesso em: 15 mai. 2023.

PERNAMBUCO. Decreto Estadual nº 37.823, de 30 de janeiro de 2012. Declara a área do PEMP como Unidade de Conservação Estadual. Diário Oficial do Estado de Pernambuco, Recife, 30 de janeiro de 2012. Disponível em: https://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/dec_pimenteira.pdf. Acesso em: 30 ago de 2022.

PERNAMBUCO. Parque Estadual Mata da Pimenteira, Plano de Manejo. CPRH Agência Estadual de Meio Ambiente, 2013. Disponível em: <https://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/PE-Mata-da-Pimenteira-22-11-2013.pdf>. Acesso em: 30 ago de 2022.

PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3ª ed. New York: SpringerVerlag, 1982.

PRESSLER, Y.; MOORE, J.C.; COTRUFO, F.M. Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. **Oikos**, v.128, p.309–327, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.05738>. Acesso em: 15 de mai. de 2022.

PRUDENTE, T.D. **Geotecnologia Aplicada ao Mapeamento de Risco de Incêndios Florestal no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e Área de Entorna**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/16084/1/Diss%20Tatiana.pdf>. Acesso em: 20 set. 2022.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: **R Foundation for Statistical Computing**, 2021.

REDDY, C.S, SARIKA, N. Monitoramento de tendências em pontos quentes de incêndios em vegetação global usando dados MODIS Disputa. Inf. Res, v.5, p.1-6, 2022.

RIBEIRO, E.M.S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v.52, p.611-620, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>. Acesso em: 16 de set. de 2022.

RIBEIRO, M.B.N.; BRUNA, E.M.; MANTOVANI, W. Influence of post-clearing

treatment on the recovery of herbaceous plant communities in Amazonian secondary forests. **Restor. Ecol.** v.18, p.50–58, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00715.x>. Acesso em: 14 de mar. de 2023.

RIBEIRO-FILHO, M.R.; BARROS, G.M.; RIBEIRO, M.R. Manejo, uso e conservação dos solos do Bioma Caatinga. In: SIMPÓSIO DO BIOMA CAATINGA, 1., 2016, Petrolina. **Anais...** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2016. p. 23-33.

RITO, K.F. et al. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology.** v.105, p.828–838, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Acesso em: 13 de fer. De 2023.

RODAL, M.J.N.; COSTA, K.C.C.C.; SILVA, A.C.B.L. Estrutura da vegetação caducifólia espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Hoehnea**, v.35, n.2, p.209-217, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000200004>. Acesso em: 16 de dez. de 2022.

RODAL, M.J.N.; SAMPAIO E.V.S.B.; FIGUEIREDO, M.A. Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga. Brasília: **Sociedade Botânica do Brasil** - Brasília: SB, 2013.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S. **Restauração florestal.** Oficina de Textos, 2015.

ROMÃO, D.C.; MARCHIORI, N.M. Caracterização da fauna edáfica em áreas com diferentes usos do solo. **Revista Faculdades do Saber**, São Paulo, v.2, n.4, p.293-309, 2017.

ROQUE, A.A.; LOIOLA, M.I.B. Potencial de uso dos recursos vegetais em uma comunidade rural no Semiárido Potiguar. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.26, n.4, p.88-98, 2013.

SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: SALES, V.C. (Ed.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação.** Fortaleza: Expressão Gráfica Editora, p.129-142. 2003.

SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização do bioma Caatinga: características e potencialidades. In: GARIGLIO, M.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. (Ed.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga.** Brasília: SFB, 2010, p.29-48.

SAMPAIO, E.V.S.B. et al. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queimaem Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agroecuaría Brasileira**, v.33, n.5, p.621-632, 1998.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In.:BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.;MEDINA, E. **Seasonally dry tropical forests.** Cambridge: University Press, p.35-58 1995.

SANTOS, A.M.S. et al. Variabilidade espacial do banco de sementes em área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v.30, n.2, p.542–555, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509840039>. Acesso em: 15 de jun. de 2023.

SANTOS, J.E.B. et al. Mesofauna do solo em remanescente de caatinga, Santana do Ipanema, Alagoas. **Ciência Agrícola**, Rio Largo, v.15, p.13-17, 2017. DOI: <https://doi.org/10.28998/rca.v15i0.3627>. Acesso em: 19 de jul. de 2023.

SANTOS, M.G. et al. Caatinga, the Brazilian dry forest tropical: can it tolerate in climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v.26, n.1, p.83-89, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>. Acesso em: 23 de mar. de 2022.

SANTOS, R. M. et al. Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of northeastern and Central Brazil. **Ecology and Evolution**, v.2, n.2, p.409-428, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.91>. Acesso em: 02 de fev. de 2023.

SANTOS, W.S. et al. Análise florística-fitosociológica e potencial madeireiro em área de Caatinga submetida a manejo florestal. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos, v.13, n.3, p.203-211, 2017.

SCHUMACHER, M.V.; DICK, G. **Incêndios florestais**. 3ª edição – revisada. Santa Maria: UFSM, CCR, Departamento de Ciências Florestais, 152p, 2018.

SENA, L.M.M. **Conheça e conserve a Caatinga – O Bioma Caatinga**. vol. 1. Fortaleza: Associação Caatinga, 2011, 54p.

SER. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Estados Unidos, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/docs/default-document-library/serprimerportuguese.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2022.

SHAKESBY, R.A.; DOERR, S.H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. **Earth Science Reviews**, n.74, p.269-307, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>. Acesso: 23 de jan. de 2023.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC 2.0**. Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas. 2009.

SILVA, A.M. Dinâmica temporal da fauna edáfica em áreas de caatinga sob pastejo caprino. 2016. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/15993/1/DZ258.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2023.

SILVA, E.D.G. et al. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo em ambiente de caatinga, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**, v.10, n.1, p.125-130, 2022. DOI: [10.31413/nativa.v10i1.13091](https://doi.org/10.31413/nativa.v10i1.13091). Acesso em: 15 de mar. de 2023.

SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South América**. Cahm: Springer International Publishing. 2017.

SILVA, L.N.; AMARAL, A.A. Amostragem da mesofauna e macrofauna de solo com armadilha de queda. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v.8, n.5, p.108-115, 2013.

SILVA, M.C.N.A. RODAL, M.J.N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em

áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v.23, n.4, p.1040 -1047, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400014>. Acesso em: 18 de abr. de 2023.

SILVA, T.G.F. et al. Soilwater dynamics and evapotranspiration of forage cactus clones under rainfed conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.50, n.7, p.515-525. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015000700001>. Acesso em: 19 de jun. de 2023.

SILVA, T.G.F.; ALMEIDA, A.Q. Climatologia e Características Geomorfológicas. In: SANTOS, E.M. et al. (orgs.). **Parque Estadual Mata da Pimenteira: Riqueza Natural e Conservação da Caatinga**. Recife: EDUFRPE, 2013. p.83-103.

SILVA-JÚNIOR, J.A.S.; PACHECO, A.P. Avaliação de incêndio em ambiente de Caatinga a partir de imagens Landsat-8, índice de vegetação realçado e análise por componentes principais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.31, n.1, p.417-439, 2021.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.181, n.1, p.1-20, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>. Acesso em: 20 de mai. de 2023.

SNYMAN, H.A.; VAN-WYK, A. E. The effect of fire on the soil seed bank of a semi-arid grassland in South Africa. **South African Journal of Botany**, v.71, n.1, p.53-60, 2005. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30149-6](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30149-6). Acesso em: 28 de dez. de 2022.

SOARES, R.V.; BATISTA, A.C. **Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo**. Curitiba: [s.n.] 2007. 264p.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C.; NUNES, J. R. S. **Incêndios florestais no Brasil: o estado da arte**. Curitiba: [s.n.], 2009. 240 p

SOARES, V.O.; ALMEIDA, N.O. O Bioma Caatinga sob a percepção da paisagem e a dinâmica da agricultura. **Revista Geográfica de América Central**, v.2, n.47, p.1-15, 2011.

SOCARRÁS, A. Soil mesofauna: biological indicator of soil quality. **Pastos y Forrajes**, México, v.36, n.1, p.5-13, 2013.

SOUZA, D.G. et al. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**. v.435, n.1, p.57-65, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>. Acesso em: 23 de ago. de 2022.

SOUZA, F.C.D. et al. Sobrevivência e diâmetro de plantas intactas e brotações de clones de eucalipto. **Floresta e Ambiente**, v.19, n.1, p.44-54, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/loram.2012.006>. Acesso em: 21 de ago. de 2022.

SOUZA, G.F.; MEDEIROS, J.F. Fitossociologia e florística em áreas de Caatinga na microbacia hidrográfica do Riacho Cajazeiras-RN. **Revista GeoTemas**, v.3, n.1, p.161-176, 2013. Disponível em:

<https://periodicos.apps.uern.br/index.php/GEOTemas/article/view/484>. Acesso em: 25 out. 2023.

SOUZA, J.P.N. **Estudo bibliográfico e bibliométrico sobre o uso de bactérias endofíticas como indutoras do crescimento de plantas nativas da Caatinga**. 2020. 45f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/55854/1/2020_tcc_jpnsousa.pdf. Acesso em: 10 ago. 2022.

SOUZA, M.P. et al. Composição e estrutura da vegetação de Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 12, n.2, p.210217, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v12i2.4588>. Acesso em: 25 de nov. de 2022.

SOUZA-ALONSO, P. et al. Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems: Insights and lessons from the last two decades. **Forest Ecology and Management**. v.509, 2022.

SPILLER, M.S.; SPILLER, C.; GARLET, J. Arthropod bioindicators of environmental quality. **Revista Agro@mbiente On-line**, v.12, n.1, p.425-441, 2018. DOI: 10.18227/1982-8470ragro.v12i1.4516. Acesso em: 12 de dez. de 2022.

SUNDERLAND, T. et al. Global dry forests: a prologue. **International Forestry Review**, v.17, n.2, p.1-9, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>. Acesso em: 12 de jan. de 2023.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford, Blackwell, 372p, 1979.

TOMA, M.A.; BOAS, R.C.V.; MOREIRA, F.M.S. **Macrofauna: conhecendo a vida do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2017.

TORRES, F.T. P et al. Perfil dos incêndios florestais em unidades de conservação brasileiras no período de 2008 a 2012. **Floresta**, v.46, n.4, p.531-542, 2017. DOI: 10.5380/ufv.v46i3.44199. Acesso em: 17 de mai. de 2023.

TOZZINI, D.S.; SOARES, R.V. Relações entre comportamento do fogo e danos causados a um povoamento de Pinus tadedda. **Floresta**, v.17, n, ½, p,09-12, 1987.

TRINDADE, D.P.F. et al. Water availability mediates functional shifts across ontogenetic stages in a regenerating seasonally dry tropical forest. **Journal of Vegetation Science**. v.31, n.1, p.1088–1099, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12896>. Acesso em: 19 de jun. de 2022.

TYLER C.M. Factors contributing to post-fire seedling establishment in chaparral: direct and indirect effects of fire. **Journal of Ecology**, v.83, p.1009–1020, 1995. DOI: <https://doi.org/10.2307/2261182>. Acesso em: 10 de abr. de 2023.

VALE, V.S.; LOPES, S.F. Efeitos do fogo na estrutura populacional de quatro espécies de plantas do cerrado. **Revista Nordestina de Biologia**. V. 19, n.2, p. 45-53, 2010.

VALE, A.T.; ELIAS, P.S. Nível de proteção térmica da casca de quatro espécies lenhosas e a relação da arquitetura da casca com a transferência de calor. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.24, n.4, p.979-987, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/1980-509820142404017>. Acesso em: 21 de mar. de 2023.

VANDERLEI, R.S. et al. Impoverished woody seedling assemblages and the regeneration of Caatinga dry forest in a human-modified landscape. **Biotropica** v.54, p.670–681. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13081>. Acesso em: 10 de nov. de 2022.

VASCONCELOS, A.D.M. et al. Espécies da caatinga para uso em cortinas de segurança contra incêndios florestais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**. v.11, n.4, p.1-20, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0001>. Acesso em: 10 de out. de 2022.

VASCONCELOS, M.W. et al. The biology of legumes and their agronomic, economic, and social impact. In: HASANUZZAMAN, H.; ARAÚJO, S.; GILL, S.S (eds.), **The Plant Family Fabaceae: biology and physiological responses to environmental stresses**. p.3-25, 2020b. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-15-4752-2_1. Acesso em: 18 de mar. de 2023.

VELLOSO, A.L. et al. **Ecorregiões: propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2002. 75 p.

VIDAL, W.N.; VIDAL, M.R.R. **Botânica-organografia; quadros sinóticos ilustrados de fanerógamos**. Viçosa: UFV, 2003.

VIEIRA, P.B. et al. Caatinga plants: Natural and semi-synthetic compounds potentially active against *Trichomonas vaginalis*. **Bioorg. Med. Chem. Lett.** v.26, n.9, p.2229-2236, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bmcl.2016.03.061>. Acesso em: 17 de jun. de 2022.

WHITE, B.L.A.; RIBEIRO, G.T.; SOUZA, R.M. O uso do BehavePlus como ferramenta para modelagem do comportamento e efeito do fogo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.33, n.73, p.73-83, 2013.