



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

RODRIGO FERRAZ JARDIM MARQUES

**IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE
CAATINGA**

Serra Talhada,

2024

RODRIGO FERRAZ JARDIM MARQUES

**IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE
CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

Linha de pesquisa: Ecologia, Conservação e Uso da Biodiversidade de Ambientes Terrestres (ou Aquáticos)

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

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Elisiane Alba

Serra Talhada,

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Israel Lacerda do Nascimento –CRB-4 2317

M357i Marques, Rodrigo Ferraz Jardim.
Impacto do manejo madeireiro em uma florestaseca de caatinga / Rodrigo Ferraz Jardim Marques.
– Serra Talhada, 2024.
45 f.; il.

Orientador(a): Edgar Alberto do Espírito SantoSilva.
Co-orientador(a): Elisiane Alba.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica SerraTalhada - UAST, Programa de Pós-Graduação emBiodiversidade e Conservação, Serra Talhada, BR-PE, 2024.

Inclui referências.

1. Semiárido. 2. Caatinga. 3. Florestas -
Reprodução. 4. Biodiversidade florestal 5.
Biomassa. I. Silva, Edgar Alberto do Espírito Santo,
orient. II. Alba, Elisiane, coorient. III. Título

CDD 338.95

RODRIGO FERRAZ JARDIM MARQUES

**IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE
CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Aprovada em: 30/07/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edgar Alberto do Espírito Santo Silva (Orientador)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. ELISIANE ALBA (Co-orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. André Laurênio de Melo (Examinador Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr^a. Maria Fabíola Gomes da Silva de Barros (Examinadora Externa)
Instituto Tecnológico Vale

Prof. Dr. André Luiz Alves de Lima (Examinador Suplente Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Luzia Ferreira da Silva (Examinadora Suplente Externa ao PGBC)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

DEDICATÓRIA

Aos profissionais que se dedicam a utilizar de forma conservacionista a vegetação da caatinga, cujo compromisso me inspirou. Também dedico a minha mãe, Ila, e meu saudoso pai, Gildeir, pelo amor e por investirem na minha educação.

AGRADECIMENTOS

À minha amada esposa, Jéssica, e aos meus filhos, Inácio e Teodoro, meu mais sincero agradecimento por estarem ao meu lado, me incentivando e compreendendo os desafios que enfrentei durante este período. Seu amor e apoio foram a força para minha conquista.

Aos meus orientadores, Edgar e Elisiane, que gentilmente aceitaram me guiar nessa jornada. Suas orientação e expertise foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico e profissional.

Aos meus colegas de mestrado, agradeço pelos momentos agradáveis compartilhados e pelas valiosas trocas de conhecimento.

Minha gratidão à Agência Estadual de Meio Ambiente – CPRH de Pernambuco, autarquia onde trabalho, por possibilitar que eu me dedicasse aos estudos, e à Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, através da sua Unidade Acadêmica de Serra Talhada – UAST, por promoverem a interiorização da formação profissional. Sem esse apoio, não teria acesso a um curso de pós-graduação de qualidade e gratuito.

Ao Herbário do Semiárido Brasileiro – HESBRA (UFRPE/UAST) agradeço a parceira no processamento e identificação do material botânico.

Aos senhores Oscar Florêncio e João Barros, da Fazenda Altos, meu profundo agradecimento por abrirem as portas da sua propriedade, permitindo-me coletar os dados necessários a realização da minha pesquisa. Ao Engenheiro Florestal, João Alberto Gominho Marques de Sá, agradeço pelo incentivo e pelas informações valiosas disponibilizadas sobre manejo florestal na caatinga.

Obrigado!

RESUMO

A floresta seca de caatinga regenera sob diferentes formas de perturbação, como no caso do Manejo Florestal (MF), podendo ter sua composição e estrutura da comunidade vegetal totalmente afetadas. A lenha para fins energéticos é o principal produto madeireiro explorado no manejo dessa floresta. No entanto, ainda não se sabe exatamente quais os resultados dessa intervenção na preservação da biodiversidade e seus impactos nos processos ecossistêmicos. Este estudo avaliou a diversidade de espécies, composição funcional e a estrutura da vegetação em áreas sob manejo florestal madeireiro em comparação com área de referência não manejada, que não houve corte raso. Realizaram-se inventários de flora em 35 parcelas de 20x20 metros, distribuídas em seis áreas manejadas e uma área de referência. Os parâmetros estruturais da comunidade vegetal, incluindo abundância de indivíduos, área basal, altura, diâmetro do caule, biomassa, hábito (arbóreo ou arbustivo) e quantidade de ramos, foram comparados entre áreas manejadas e a área de referência. Observou-se que as áreas manejadas apresentaram menor diversidade de espécies acumulada, como o maior resultado encontrado no habitat de manejo florestal com nove anos em regeneração, com 21 espécies, e uma composição funcional distinta, com predominância de espécies arbustivas de múltiplos troncos, em comparação com a vegetação antiga de referência, essa com 25 espécies. As áreas manejadas mostraram uma estrutura de porte reduzido, com menor média de altura (3,15 m no habitat manejo com nove anos em regeneração x 5,16 m vegetação antiga de referência) e diâmetro do caule (6,64 cm no habitat manejo com 11 anos em regeneração x 9,15 cm vegetação antiga de referência), mas maior quantidade de ramos (3,16 caules ind.⁻¹ no habitat manejo com 10 anos em regeneração x 1,46 caules ind.⁻¹ vegetação antiga de referência), refletindo a predominância de rebrota vegetativa. A média da biomassa por indivíduo também foi menor nas áreas manejadas (8,10 kg no habitat manejo com 11 anos em regeneração x 32,9 kg vegetação antiga de referência), indicando um impacto do manejo florestal na regeneração da vegetação. Esses resultados sugerem que o manejo florestal, embora uma estratégia para exploração sustentável, pode reduzir a diversidade e alterar a estrutura da comunidade vegetal, favorecendo espécies com maior capacidade de regeneração vegetativa. O manejo florestal através do corte raso em faixas alternadas pode contribuir para a regeneração, mas o ciclo de exploração deve ser pensado para garantir a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos recursos florestais na caatinga.

Palavras-chave: semiárido, caatinga, regeneração, riqueza, biomassa.

ABSTRACT

The dry caatinga forest regenerates under different forms of disturbance, such as in the case of Forest Management (FM), which can totally affect the composition and structure of the plant community. Firewood for energy purposes is the main timber product exploited in the management of this forest. However, it is still not exactly known what the results of this intervention are on biodiversity preservation and its impacts on ecosystem processes. This study evaluated the species diversity, functional composition, and vegetation structure in areas under forest management compared to a non-managed reference area where no clear-cutting occurred. Flora inventories were conducted in 35 plots of 20x20 meters, distributed across six managed areas and one reference area. The structural parameters of the plant community, including the abundance of individuals, basal area, height, stem diameter, biomass, habit (tree or shrub), and number of branches, were compared between managed areas and the reference area. It was observed that managed areas presented lower accumulated species diversity, with the highest result found in the forest management habitat with nine years of regeneration, showing 21 species and a distinct functional composition, with a predominance of multi-stemmed shrub species compared to the older reference vegetation, which had 25 species. Managed areas exhibited a reduced stature structure, with lower average height (3.15 m in the nine-year regeneration management habitat vs. 5.16 m in the old reference vegetation) and stem diameter (6.64 cm in the eleven-year regeneration management habitat vs. 9.15 cm in the old reference vegetation), but a greater quantity of branches (3.16 stems ind.⁻¹ in the ten-year regeneration management habitat vs. 1.46 stems ind.⁻¹ in the old reference vegetation), reflecting the predominance of vegetative regrowth. The average biomass per individual was also lower in the managed areas (8.10 kg in the eleven-year regeneration management habitat vs. 32.9 kg in the old reference vegetation), indicating an impact of forest management on vegetation regeneration. These results suggest that forest management, although a strategy for sustainable exploitation, may reduce diversity and alter the structure of the plant community, favoring species with higher vegetative regeneration capacity. Forest management through clear-cutting in alternating strips may contribute to regeneration, but the exploitation cycle should be designed to ensure biodiversity conservation and the sustainability of forest resources in the caatinga.

Keywords: semi-arid, caatinga, regeneration, richness, biomass.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

LARTIGO CIENTÍFICO - IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA

- Figura 1. Localização da área de estudo na depressão sertaneja meridional, nordeste do Brasil, mostrando a floresta seca de caatinga, com destaque para as áreas de manejo florestal (MF) e a área de vegetação antiga (VA), região semiárida a nordeste do Brasil. 18
- Figura 2. Curvas de rarefação e extrapolação das diversidades de (A) espécies raras (0D) e (B) espécies dominantes (2D) para cada um dos habitats estudados, baseadas no tamanho da amostra onde as áreas transparentes ao redor de cada linha representa o intervalo de confiança de 95% para a amostragem, em uma floresta seca de caatinga, Brasil..... 23
- Figura 3. Comparação entre as médias de (A) diversidade de espécies raras (0D), (B) diversidade de espécies dominantes (2D), (C) abundância, (D) dominância total e (E) biomassa total, onde os modelos lineares espaciais apresentaram resultados significativos para cada um dos habitats estudados, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil..... 24
- Figura 4. Comparação entre as médias de (A) diâmetro do caule (DNS), (B) altura (H), (C) biomassa por indivíduo e (D) número de caules (caules ind.-1), onde os modelos lineares espaciais apresentaram resultados significativos para cada um dos habitats estudados, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil..... 25
- Figura 5. Comparação entre as médias dos fatores da (A) proporção de indivíduos arbustivos e (B) proporção de espécies arbustivas, onde os modelos lineares espaciais apresentaram resultados significativos para cada um dos habitats estudados, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil. 26
- Figura 6. Análise de componentes principais das variáveis respostas diversidade de espécies raras (0D), diversidade de espécies dominantes (2D), abundância (Ab, ind. ha-1), dominância total (DoT, m² ha-1), biomassa total (B, Mg ha-1), diâmetro do caule (DNS, cm), Altura (H, m), biomassa dos indivíduos (b, kg), número de caules (Ramificações, caules ind.-1), indivíduos arbustivos (arbu. ind.-1) e espécies arbustivas (arbu. sp.-1), para cada um dos habitats estudados em uma floresta seca de caatinga, Brasil..... 28

LISTA DE TABELAS

ARTIGO CIENTÍFICO - IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA

Tabela 1. Teste dos modelos lineares espaciais em função dos habitats e da fertilidade do solo, para as variáveis estudadas, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.....	22
Tabela 2. Teste da correlação entre as variáveis e as proporções de indivíduos arbustivos e espécies arbustivas em uma área de manejo florestal na Caatinga, Brasil.	26
Tabela S.1. Composição de plantas arbustivo-arbóreas dos habitats estudados, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.....	31
Tabela S.2. Parâmetros fitossociológicos clássicos das comunidades para cada um dos habitats estudados, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.....	32
Tabela S.3. Teste da autocorrelação espacial entre as variáveis e as parcelas amostradas nos habitats estudados, de acordo com o Índice de Moran ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil.	35
Tabela S.4. Atributos do solo superficial (média \pm desvio padrão) para cada um dos habitats estudados, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.	35

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. ARTIGO CIENTÍFICO – IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA	13
3. CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS	42
APÊNDICE A – DECLARAÇÃO SOBRE PLÁGIO	45

1. INTRODUÇÃO

A degradação ambiental e a perda de biodiversidade são questões centrais nas discussões sobre sustentabilidade e conservação dos ecossistemas, especialmente em florestas secas como a caatinga, o principal núcleo de floresta tropical sazonalmente seca na região Neotropical (QUEIROZ *et al.*, 2017), localizada no Brasil. A floresta seca de caatinga é um ecossistema notável que enfrenta grandes desafios devido à conversão de áreas naturais em ambientes antropogênicos, com aproximadamente 63,3% de sua extensão já modificada (SILVA; BARBOSA, 2017).

A resposta de ecossistemas como as florestas tropicais secas às perturbações e a forma como se regeneram são essenciais para a manutenção dos processos ecossistêmicos locais, sendo a regeneração florestal um processo crucial para a manutenção da biodiversidade. Na floresta seca de caatinga, a regeneração é dominada pela reprodução vegetativa através da rebrota de troncos e pela brotação de raiz (BARROS *et al.*, 2021; FIGUEIRÔA *et al.*, 2006; NOUTCHEU *et al.*, 2023; SILVA GOMES *et al.*, 2024; VANDERLEI *et al.*, 2021), somada ao recrutamento de plântulas e do banco de sementes do solo, bem como a dispersão de propágulos a partir de áreas vizinhas (LIMA *et al.*, 2021; VIEIRA; SCARIOT, 2006).

O manejo florestal dessa vegetação surge como uma estratégia que visa explorar os recursos naturais de forma legal e conservacionista, para atender diferentes demandas por produtos madeireiros (MEUNIER; FERREIRA; SILVA, 2018). Basicamente, empregasse o método de talhadia simples em faixas alternadas, onde se aplica sob o extrato arbustivo-arbóreo um corte rente à superfície do solo – corte raso (GARIGLIO *et al.*, 2010). Contudo, diferentes formas de perturbação (tipos de exploração econômica), como o manejo florestal madeireiro que permite um novo corte raso após 15 anos (CPRH, 2006), por exemplo, em comparação com a agricultura de corte e queima que utiliza fogo, podem resultar em diferentes padrões de regeneração e biodiversidade.

A biodiversidade é um indicador crucial da resiliência e funcionalidade de ecossistemas, permitindo que eles resistam a perturbações e continuem a fornecer serviços essenciais. A avaliação dos impactos do manejo florestal sobre a comunidade vegetal, através de critérios e indicadores objetivos, é incipiente (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010) ou mesmo inexistente (MEUNIER; FERREIRA; SILVA, 2018). Basear o manejo florestal apenas no restabelecimento do volume original extraído como principal critério de exploração (LOPES *et al.*, 2020) ou em modelos que correlacionam a produção de biomassa florestal

com diferentes condições edafoclimáticas, como as médias de precipitação pluviométrica anual (PAREYN *et al.*, 2020; STEGEN *et al.*, 2011), pode negligenciar uma série de interações biológicas e os amplos benefícios que uma floresta biodiversa pode oferecer.

De forma mais ampla, afirma-se que a floresta seca de caatinga, naturalmente dominadas por espécies arbóreas de único tronco, caminham em direção a tipos de vegetação dominados por arbustos de múltiplos troncos ou mesmo a desertos (ARAUJO *et al.*, 2023; TABARELLI *et al.*, 2024). Em condição de perturbações crônicas, o processo de regeneração da floresta seca de caatinga pode apresentar uma diminuição na diversidade de espécies, resultando em mudanças na composição da comunidade de plantas (RIBEIRO *et al.*, 2015). Por outro lado, também já foram relatadas evidências do compartilhamento de semelhanças taxonômicas, funcionais e filogenéticas entre áreas em regeneração submetidas a agricultura de corte e queima (BARROS *et al.*, 2021). No entanto, as dinâmicas envolvidas na regeneração da floresta seca de caatinga sob manejo florestal de corte raso, tendo a lenha para fins energéticos como principal produto, parâmetros de biodiversidade e da estrutura da comunidade de plantas, surgem como critérios promissores, mas que necessitam de estudos aprofundados (LOPES *et al.*, 2020, 2023).

Nesse sentido, espera-se que, em áreas submetidas ao manejo florestal, a vegetação apresente menor diversidade de espécies, uma composição funcional distinta e uma estrutura de porte reduzido em comparação com áreas de referência não manejadas. Além disso, a prática de corte raso pode favorecer espécies com maior capacidade de regeneração, como arbustos, em detrimento das espécies arbóreas, resultando em uma vegetação predominantemente composta por espécies mais ramificadas e com uma composição distinta.

A pesquisa foi conduzida em seis habitats de manejo florestal, em diferentes estágios de regeneração após a primeira extração madeireira. Essas áreas foram comparadas com uma área de vegetação antiga, sem histórico recente de perturbações antrópicas diretas, para servir como referência. A metodologia envolveu a instalação de parcelas 20 x 20 metros em cada uma das áreas de estudo, onde todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro do caule a nível do solo (DNS) ≥ 3 cm foram identificados e mensurados quanto ao diâmetro do caule, altura total (≥ 1 m) e quantidade de ramos. Assim, foram avaliados a diversidade e a composição de espécies, além dos parâmetros estruturais da comunidade vegetal abundância, dominância, altura, diâmetro do caule, biomassa, hábito e quantidade de ramos.

A análise da diversidade de espécies mostrou que os habitats de manejo florestal apresentaram uma diversidade significativamente menor em comparação com a área de vegetação antiga. Este padrão é consistente com estudos anteriores em florestas tropicais

secas, que também relataram reduções na diversidade nos anos iniciais logo após a exploração madeireira. A menor diversidade nas áreas manejadas pode ser atribuída à remoção de indivíduos durante o corte, associada à incapacidade intrínseca de reprodução vegetativa de algumas espécies (LIMA *et al.*, 2021), bem como à pressão por herbivoria (LINS *et al.*, 2022).

Além da diversidade de espécies, a dominância total, densidade, altura média e biomassa dos indivíduos também mostraram recuperação parcial nos habitats de manejo florestal, não atingindo os níveis observados na área de vegetação antiga. A presença de espécies arbustivas com múltiplos troncos nos habitats manejados sugere uma seleção dada as condições de regeneração pós-corte, onde a competição por luz e outros recursos foram modificadas. A análise de ordenação revelou que a composição da vegetação nos habitats de manejo florestal é distinta daquela observada na área de vegetação antiga, destacando a importância de considerar não apenas a diversidade de espécies na avaliação dos impactos do manejo florestal.

A redução na diversidade de espécies e nas funções ecossistêmicas nos habitats de manejo florestal sugere a necessidade de práticas de manejo que promovam a regeneração natural e a manutenção da diversidade de espécies. Isso pode incluir a implementação de sistemas de manejo que incorporem períodos de regeneração mais longos e a proteção de indivíduos remanescentes. Além disso, é importante avaliar o papel de fatores abióticos, como a variabilidade climática, e bióticos, como a herbivoria e a dispersão de sementes, na recuperação da biodiversidade e das funções ecossistêmicas.

A pesquisa também discute as limitações do estudo, como a área relativamente pequena de estudo, que pode não representar completamente a variabilidade da floresta seca de caatinga em outras regiões, e os habitats de manejo florestal considerados, que pode não ser suficiente para capturar completamente os processos de sucessão ecológica de longo prazo. Essas limitações ressaltam a necessidade que futuras investigações devem estar direcionadas no desenvolvimento de práticas de manejo que não apenas promovam a recuperação das florestas secas de caatinga, mas também assegurem a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos que elas fornecem.

2. ARTIGO CIENTÍFICO – IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA

Artigo científico a ser encaminhado a Revista **Forest Ecology and Management**.

Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela referida revista, exceto o idioma.

IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA

Resumo

A floresta seca de caatinga regenera sob diferentes formas de perturbação, como no caso do Manejo Florestal (MF), podendo ter sua composição e estrutura da comunidade vegetal totalmente afetadas. A lenha para fins energéticos é o principal produto madeireiro explorado no manejo dessa floresta. No entanto, ainda não se sabe exatamente quais os resultados dessa intervenção na preservação da biodiversidade e seus impactos nos processos ecossistêmicos. Este estudo avaliou a diversidade de espécies, composição funcional e a estrutura da vegetação em áreas sob manejo florestal madeireiro em comparação com área de referência não manejada, que não houve corte raso. Realizaram-se inventários de flora em 35 parcelas de 20x20 metros, distribuídas em seis áreas manejadas e uma área de referência. Os parâmetros estruturais da comunidade vegetal, incluindo abundância de indivíduos, área basal, altura, diâmetro do caule, biomassa, hábito (arbóreo ou arbustivo) e quantidade de ramos, foram comparados entre áreas manejadas e a área de referência. Observou-se que as áreas manejadas apresentaram menor diversidade de espécies acumulada, como o maior resultado encontrado no habitat de manejo florestal com nove anos em regeneração, com 21 espécies, e uma composição funcional distinta, com predominância de espécies arbustivas de múltiplos troncos, em comparação com a vegetação antiga de referência, essa com 25 espécies. As áreas manejadas mostraram uma estrutura de porte reduzido, com menor média de altura (3,15 m no habitat manejo com nove anos em regeneração x 5,16 m vegetação antiga de referência) e diâmetro do caule (6,64 cm no habitat manejo com 11 anos em regeneração x 9,15 cm vegetação antiga de referência), mas maior quantidade de ramos (3,16 caules ind.⁻¹ no habitat manejo com 10 anos em regeneração x 1,46 caules ind.⁻¹ vegetação antiga de referência), refletindo a predominância de rebrota vegetativa. A média da biomassa por indivíduo também foi menor nas áreas manejadas (8,10 kg no habitat manejo com 11 anos em regeneração x 32,9 kg vegetação antiga de referência), indicando um impacto do manejo florestal na regeneração da vegetação. Esses resultados sugerem que o manejo florestal, embora uma estratégia para exploração sustentável, pode reduzir a diversidade e alterar a estrutura da comunidade vegetal, favorecendo espécies com maior capacidade de regeneração vegetativa. O manejo florestal através do corte raso em faixas alternadas pode contribuir para a regeneração, mas o ciclo de exploração deve ser pensado para garantir a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos recursos florestais na caatinga.

Palavras-chave: semiárido, caatinga, regeneração, riqueza, biomassa.

1. Introdução

A regeneração florestal é um processo crucial para a manutenção da biodiversidade, especialmente em ecossistemas como as florestas tropicais secas e a resposta dessas áreas às perturbações e a forma como se regeneram são essenciais para a manutenção dos processos ecossistêmicos locais (Kennard, 2002). Florestas secundárias dominam a paisagem em muitos ecossistemas globais, especialmente em regiões de florestas secas, onde a atividade econômica desempenha um papel determinante na regeneração e na biodiversidade sustentada (Guariguata and Ostertag, 2001).

As formações fitogeográficas da floresta seca de caatinga, o principal núcleo de floresta tropical sazonalmente seca na região Neotropical do Brasil (Queiroz et al., 2017), ocupam uma área de 912.529 km², correspondente a 10,7% do território do país (Silva et al., 2017). Essa floresta seca também figuram entre as regiões semiáridas mais populosas do mundo, com quase 30 milhões de habitantes, em um cenário desenvolvimento humano desafiador (Albuquerque et al., 2017; Moura, 2010).

Estima-se que 63,3% dessa área foi convertida em ecossistemas antropogênicos (Silva e Barbosa, 2017), onde mosaicos sucessionais de paisagens modificadas pelo homem são formados, dada a exposição contínua à conversão em pastagens, práticas agrícolas de corte e queima, agricultura itinerante, desbaste e consumo por gado, bem como à exploração de produtos florestais (Souza et al., 2019; Tabarelli et al., 2017). Desse modo, essa floresta naturalmente dominada por espécies arbóreas de único tronco, caminha em direção a tipos de vegetação dominadas por arbustos de múltiplos troncos ou mesmo a desertos (Araujo et al., 2023; Tabarelli et al., 2024).

A regeneração na floresta seca de caatinga é dominada pela reprodução vegetativa, através da rebrota de troncos e pela brotação de raiz (Barros et al., 2021; Figueirôa et al., 2006; Noutcheu et al., 2023, 2023; Silva Gomes et al., 2024; Vanderlei et al., 2021). Adicionalmente, o recrutamento de plântulas e do banco de sementes do solo, bem como a dispersão de propágulos a partir de áreas vizinhas também desempenham papel complementar na regeneração (Lima et al., 2021; Vieira e Scariot, 2006).

O manejo florestal dessa vegetação surge como uma estratégia que visa explorar os recursos naturais de forma legal e conservacionista, para atender diferentes demandas por produtos madeireiros (Meunier et al., 2018). Nesse protocolo de manejo florestal, emprega-se o método de talhadia simples em faixas alternadas, onde se aplica sob o extrato arbustivo-arbóreo um corte rente à superfície do solo – corte raso (Gariglio et al., 2010); e após

completado o ciclo mínimo de exploração de 15 anos, previsto na norma técnica adotada (CPRH, 2006) no Estado de Pernambuco, espera-se que a comunidade vegetal se recupere para assim ser colhida novamente tendo como referência de nível de restauração os parâmetros anteriores ao corte. Contudo, diferentes formas de perturbação (tipos de exploração econômica), como o manejo florestal que permite um novo corte raso após 15 anos, por exemplo, em comparação com a agricultura de corte e queima que utiliza fogo, podem resultar em diferentes padrões de regeneração e biodiversidade.

A avaliação da eficácia do manejo florestal e seus impactos sobre a comunidade vegetal através de critérios e indicadores objetivos é incipiente (Riegelhaupt et al., 2010a) ou mesmo inexistente (Meunier et al., 2018). Lopes et al. (2020) apontam o restabelecimento do volume original extraído como o principal critério para iniciar um novo ciclo de exploração, sendo que modelos que correlacionam positivamente a produção de biomassa florestal com diferentes condições edafoclimáticas, como as médias de precipitação pluviométrica anual, já foram desenvolvidos (Pareyn et al., 2020; Stegen et al., 2011).

No manejo florestal, a manutenção de grande parte da biomassa aérea no local pode alterar o ciclo de nutrientes (Villela et al., 2006), aumentando a fertilidade do solo e promovendo maior ganho de biomassa, pois as plantas podem crescer mais rapidamente (Pastor et al., 1984; Quesada et al., 2012). A composição da comunidade vegetal, por sua vez, pode ser fortemente influenciada pelos gradientes de fertilidade do solo, que podem ter origem natural ou ser provocados pela ação humana, além de responder a diferentes distúrbios ambientais (Condit et al., 2013; Pinho et al., 2018; Sfair et al., 2018).

Sabe-se que, em condição de perturbações crônicas, o processo de regeneração da floresta seca de caatinga pode apresentar uma diminuição na diversidade de espécies, resultando em mudanças na composição da comunidade de plantas (Ribeiro et al., 2015). Por outro lado, também já foram relatadas evidências do compartilhamento de semelhanças taxonômicas, funcionais e filogenéticas entre áreas em regeneração submetidas a agricultura de corte e queima (Barros et al., 2021). No entanto, as dinâmicas envolvidas na regeneração da floresta seca de caatinga sob manejo florestal de corte raso, tendo a lenha para fins energéticos como principal produto, parâmetros de biodiversidade e da estrutura da comunidade de plantas, surgem como requisitos promissores, mas que necessitam de estudos aprofundados (Lopes et al., 2023, 2020). A biodiversidade é um indicador crucial da resiliência e funcionalidade de ecossistemas, permitindo que eles resistam a perturbações e continuem a fornecer serviços essenciais. Avaliações de sustentabilidade baseada apenas na

biomassa deixa de lado a riqueza de interações biológicas e os benefícios amplos que uma floresta biodiversa pode oferecer.

Portanto, em áreas submetidas ao manejo florestal, podemos esperar que a vegetação apresente menor diversidade de espécies e uma estrutura de porte reduzido em comparação com áreas de referência não manejadas. Além disso, a prática de corte raso pode favorecer espécies com maior capacidade de regeneração, como arbustos, em detrimento das espécies arbóreas, resultando em uma vegetação predominantemente composta por espécies mais ramificadas e com uma composição funcional distinta. Desse modo, avaliou-se a diversidade e a composição de espécies, bem como parâmetros estruturais da comunidade vegetal (abundância, dominância, altura, diâmetro do caule, biomassa, hábito e quantidade de ramos) ao longo do tempo em processo de regeneração sob manejo florestal, comparando-se a um nível de referência.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

Este estudo foi realizado em uma área destinada ao manejo florestal que totaliza 1226,94 ha, situada entre os municípios de Betânia e Custódia, Pernambuco, no nordeste do Brasil, na ecorregião depressão sertaneja meridional (Velloso et al., 2002) da floresta seca de caatinga (Figura 1). A exploração (corte raso) teve início desde 2011, sendo que a área de manejo florestal está subdividida em 15 áreas (talhões), cada um com aproximadamente 81,79 hectare.

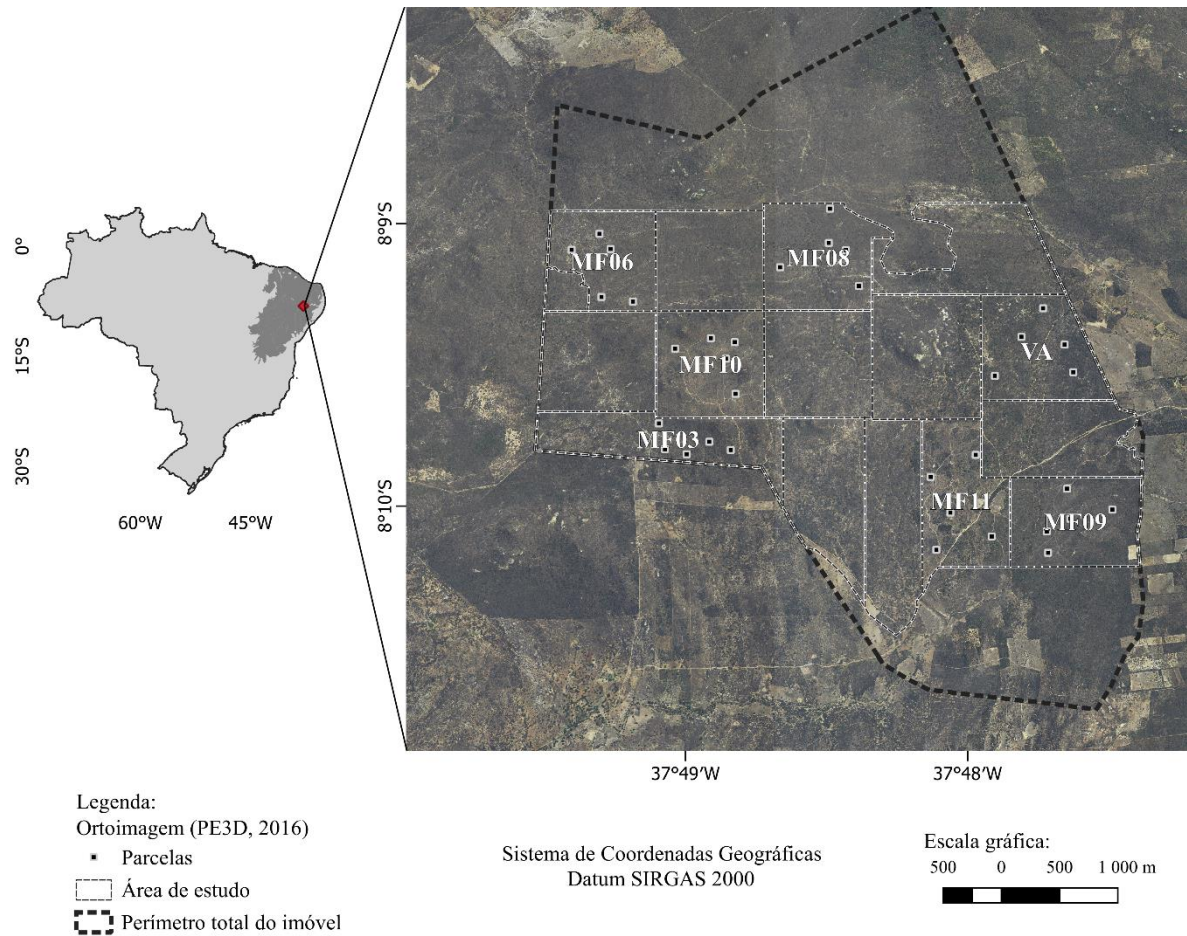


Figura 1. Localização da área de estudo na depressão sertaneja meridional, nordeste do Brasil, mostrando a floresta seca de caatinga, com destaque para as áreas de manejo florestal (MF) e a área de vegetação antiga (VA), região semiárida a nordeste do Brasil.

No processo de extração dos produtos madeireiros, emprega-se o corte raso da vegetação a cerca de 30 cm acima do solo, sem a remoção dos tocos e raízes, sendo restringido o corte, por restrição legal ou interesse do proprietário, das espécies *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., *Spondias tuberosa* Arruda, *Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T.D.Penn. e *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz, além das Cactaceas. Além disso, o manejo florestal adota a alternância de talhões e proíbe terminantemente o uso do fogo. As ferramentas utilizadas nesse processo incluem machados, foices, facões, motosserras e carros de boi para transportar a madeira da área de exploração até a região de acesso para os caminhões (Marques de Sá, 2010).

A área de estudo abriga rebanhos de caprinos e bovinos que são criados extensivamente pastejando por todo o território, com currais de manejo localizados nas proximidades da sede da propriedade, onde água e suplementação alimentar é ofertada.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é semiárido tipo BSh (Alvares et al., 2013). A região se caracteriza por uma variação na temperatura média anual entre 24 e 26 °C; acompanhada por um índice de aridez que varia de 0,33 a 0,50, como resultado de uma média anual de precipitação pluviométrica de 623,9 mm, com chuvas escassas e irregulares concentradas principalmente nos meses de janeiro a abril, e uma evapotranspiração potencial média anual que atinge 1108,67 mm (Carvalho et al., 2019; Costa et al., 2019; Funk et al., 2014; Soares et al., 2018). Os solos predominantes no local são luvisolos cromicos orticos e planossolos natricos orticos (Santos et al., 2018).

2.2. *Inventário da flora*

Os dados foram coletados em sete habitat: (1) seis dentro da área de manejo florestal (MF), com vegetação em regeneração a três, seis, oito, nove, dez e 11 anos após corte raso (MF03, MF06, MF08, MF09, MF10 e MF11); e (2) uma área de vegetação antiga (VA), para área não exposta à corte raso pelo menos nos últimos 50 anos e que será utilizada como um controle nesta pesquisa.

Foram distribuídas aleatoriamente cinco parcelas de 20 × 20 m em cada uma das áreas (Rede de Manejo Florestal da Caatinga, 2005; Soares et al., 2011). Nessas parcelas, registrou-se a espécie e seu respectivo hábito (arbustivo ou arbóreo), o diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) e a altura (H) de todos os indivíduos arbustivos e arbóreos, excluindo cactáceas e lianas, que atendiam aos critérios de inclusão de $DNS \geq 3$ centímetros e $H \geq 1$ metro, critérios amplamente utilizados em levantamentos dessa natureza (Moro et al., 2015; Rodal et al., 2013).

O esforço de campo foi concentrado durante os meses de março, abril e maio de 2023, na expectativa de encontrar um maior número de indivíduos férteis durante o ápice da estação chuvosa. O material botânico das espécies não identificada em campo seguiu para posterior identificação junto ao Herbário do Semiárido do Brasil (HESBRA), na Universidade Federal Rural de Pernambuco. A nomenclatura botânica da espécies e classificação dos hábitos seguem o banco de dados da Coleção Flora do Brasil 2020 (BFG, 2021).

2.3. *Caracterização das assembleias*

A distribuição dos indivíduos nos espaços horizontal e vertical (Rodal et al., 2013) foi caracterizada com base nas médias dos diâmetros dos caules e das alturas das plantas. Além

disso, a quantidade média de caules por indivíduo (caule ind.⁻¹) também foi extraída dos dados, bem como a informação quanto proporção de arbustos em relação ao número de indivíduos (fator) e espécies (fator). Ainda, para caracterizar a arquitetura de cada fitocenose, utilizou-se os parâmetros fitossociológicos abundância (Ab, ind. ha⁻¹) e dominância total (DoT, m² ha⁻¹).

A equação alométrica $b = 0,0527 \times (\text{ANS} \times \text{H})^{0,9707}$ (R^2 0,9397; $p < 0,01$), proposta por Sampaio e Silva (2005) para a floresta seca de caatinga, foi aplicada para estimar a biomassa vegetal acima do solo (b , kg ind.⁻¹) de cada indivíduo, considerando a área do caule ao nível do solo (ANS, cm²) e a altura (H, m). Dessa forma, foi possível estimar a biomassa total (B, Mg ha⁻¹). O diâmetro equivalente $\text{DNSeq} = \sqrt{\sum \text{DNS}^2}$ foi utilizado para indivíduos com mais de um caule (Soares et al., 2011) nos cálculos específicos.

2.4. Fertilidade do solo

Amostras de solo superficial (com dimensões de 10 × 10 cm e profundidade de 20 cm) foram coletadas em todas as parcelas. Posteriormente, estas amostras foram agrupadas em uma única amostra composta, a qual foi encaminhada para análise laboratorial dos atributos cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), alumínio (Al), soma das bases trocáveis (SB) e matéria orgânica (MO).

O fator de avaliação do solo, um modelo abrangente proposto por Lu et al. (2002), foi utilizado para representar a fertilidade do solo (FS, cmolc dm⁻³), sendo: $\text{FS} = [\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} - \log(1 + \text{Al})] \times \text{MO} + 5$. Essa abordagem já foi adotada para a floresta seca de caatinga (Barros et al., 2021; Pinho et al., 2019; Souza et al., 2019). Na escala em questão, valores abaixo de 5 indicam uma fertilidade do solo extremamente baixa, enquanto índices mais elevados estão correlacionados a níveis mais altos de fertilidade do solo.

2.5. Análise dos dados

Foram geradas curvas de rarefação e extrapolação com base no tamanho da amostra, utilizando o pacote “iNEXT” (Hsieh et al., 2016). Essas curvas foram utilizadas para permitir a comparação do total acumulado de espécies em relação ao número de indivíduos para cada habitat de manejo florestal e para a vegetação antiga

Utilizaram-se os números equivalentes de Hill para a avaliação da diversidade taxonômica, contemplando a diversidade de espécies raras (0D , $q = 0$), que representa a riqueza de espécies nas comunidades, e a diversidade de espécies dominantes (2D , $q = 2$), correspondente à diversidade de Simpson, que atribui maior peso às espécies mais comuns (Chao e Jost, 2012). As diversidades foram computadas com o auxílio do pacote “entropart” (Marcon e Hérault, 2015).

Antes de avaliar o efeito do tipo de habitat e a fertilidade do solo sobre as variáveis respostas 0D , 2D , abundância (ind. ha⁻¹), dominância total (m² ha⁻¹), biomassa total (Mg ha⁻¹), diâmetro do caule (cm), Altura (m), biomassa dos indivíduos (kg), número de caules (caules ind.⁻¹), proporção de indivíduos arbustivos (fator) e proporção de espécies arbustivas (fator), foi avaliado se havia autocorrelação espacial usando o Índice de Moran (Fortin and Dale, 2005), através do pacote “ape” (Paradis et al., 2024). Quando a autocorrelação espacial não foi significativa, utilizou-se modelos lineares (LM) para avaliar os efeitos do tipo de habitat e da fertilidade do solo sobre as variáveis resposta. Caso contrário, utilizou-se modelos lineares espaciais (SLM), nos quais a distância geográfica entre as parcelas foi incorporada como um efeito aleatório, com o intuito de mitigar o impacto da correlação espacial nos dados (Dormann et al., 2007; Pessoa et al., 2017). Esses modelos foram implementados com o auxílio do pacote “nlme” (Pinheiro et al., 2024).

Cada tipo de habitat de manejo florestal (MF) e o habitat de vegetação antiga foram considerados por meio de uma análise qualitativa de segundo nível. Nesse contexto, empregou-se o teste de Tukey para comparação de médias (Pimentel-Gomes, 2022) nos casos em que o modelo empregado apresentou resultados significativos. Adicionalmente, foi analisada a correlação entre os fatores de proporção de indivíduos arbustivos e espécies arbustivas e as demais variáveis, com base no coeficiente de Pearson.

A dimensionalidade das variáveis para cada parcela das áreas foi reduzida por meio da análise de componentes principais (PCA). Essa técnica multivariada, baseada na matriz de correlação ou covariância das variáveis (Gotelli e Ellison, 2011), foi realizada com o auxílio do pacote “FactoMineR” (Husson et al., 2023). Cada variável foi ajustada para variância unitária, padronizando-as durante o processamento e assim permitindo conduzimos uma ordenação de cada uma das áreas estudadas. As análises foram processadas utilizando o software RStudio Desktop (RStudio Team, 2023).

3. Resultados

A cobertura amostral abrangeu uma área total de 14000 m² (1,4 ha), resultante da distribuição de 35 parcelas, sendo cinco em cada um dos sete habitats. Foram inventariados 1430 indivíduos, pertencentes a 35 espécies e distribuídos entre 16 famílias botânicas, das quais uma foi identificada a nível de gênero e uma a nível de família (Tabela S.1). As famílias botânicas com o maior número de espécies foram Leguminosae (12 spp.) e Euphorbiaceae (7 spp.). A espécie *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis (Leguminosae) se destaca em grande parte dos parâmetros fitossociológicos clássicos das comunidades estudadas (Tabela S.2).

Como o Índice de Moran detectou autocorrelação espacial significativa para todas as variáveis resposta (Tabela S.3), todos os testes foram realizados utilizando modelos lineares espaciais. Os modelos lineares espaciais revelaram resultados significativos para quase todas as variáveis, com exceção da abundância, quando analisados em relação aos diferentes tipos de habitats (Tabela 1). Em contraste, os modelos relacionados à fertilidade do solo não apresentaram resultados significativos para nenhuma das variáveis estudadas. No entanto, de modo geral, a área de manejo florestal apresentou maiores valores dos atributos do solo superficial (Tabela S.4).

Tabela 1. Teste dos modelos lineares espaciais em função dos habitats e da fertilidade do solo, para as variáveis estudadas, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Variável	Habitat		Fertilidade do solo	
	F	P	F	P
⁰ D	10,92	< 0,001	0,04	0,835
² D	2,69	0,035	0,72	0,405
Abundância (ind. ha ⁻¹)	1,22	0,327	0,09	0,767
Dominância total (m ² ha ⁻¹)	43,63	< 0,001	1,75	0,197
Biomassa total (Mg ha ⁻¹)	66,64	< 0,001	1,25	0,273
Diâmetro do caule (cm)	18,69	< 0,001	2,12	0,157
Altura (m)	28,46	< 0,001	0,06	0,815
Biomassa dos indivíduos (kg)	26,18	< 0,001	0,46	0,505
Número de caules (caules ind. ⁻¹)	5,48	< 0,001	0,02	0,885
Proporção de indivíduos arbustivos (fator)	14,97	< 0,001	1,34	0,257
Proporção de espécies arbustivas (fator)	5,38	< 0,001	0,19	0,668

As curvas de acumulação e extrapolação encontradas para as diversidades florísticas ⁰D e ²D nos habitats apresentam um resultado máximo de 25 espécies e 7,18 espécies, respectivamente (Figura 2). Com base nesta amostragem, é evidente que a VA abriga maior

número cumulativo de espécies raras (Figura 2.A), sendo a única área a estar próxima de atingir uma assíntota, em comparação com os demais habitats de MF avaliados independentemente. No que diz respeito às espécies dominantes, nota-se que o habitat MF09 abriga um número cumulativo de espécies maior que os demais habitats de MF (Figura 2.B). No entanto, os habitats MF11 e VA apresentam nível de diversidade de espécies dominantes equivalentes.

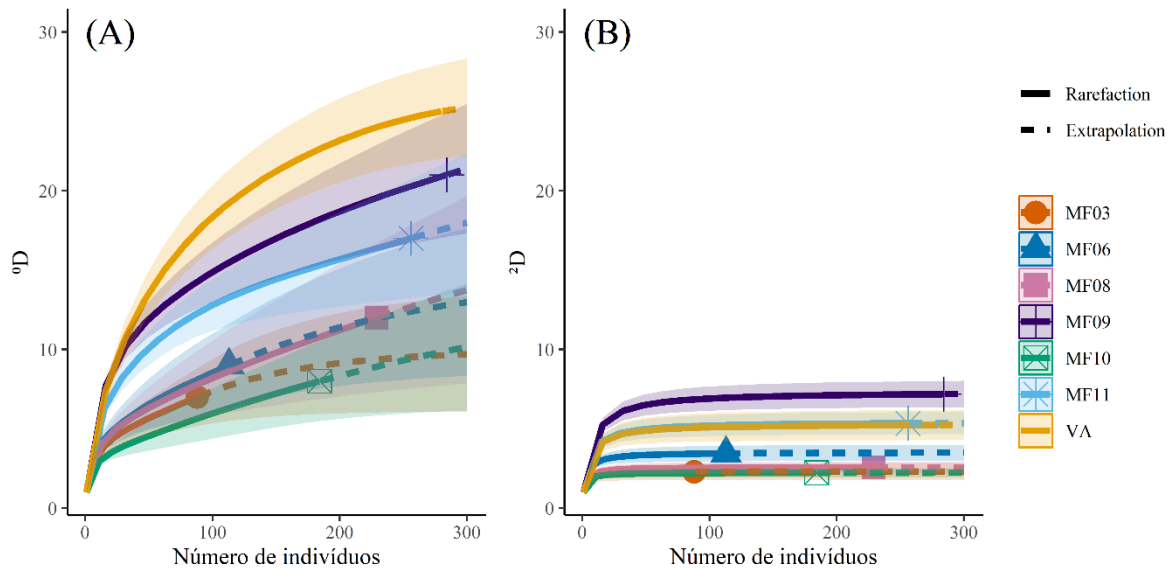


Figura 2. Curvas de rarefação e extrapolação das diversidades de (A) espécies raras (0D) e (B) espécies dominantes (2D) para cada um dos habitats estudados, baseadas no tamanho da amostra onde as áreas transparentes ao redor de cada linha representa o intervalo de confiança de 95% para a amostragem, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Com base na comparação entre as médias, constatou-se um incremento na diversidade de espécies raras (0D) e espécies dominantes (2D) em função do aumento do tempo de regeneração (Figura 3.A e Figura 3.B). No entanto, a comparação entre as médias indica que, a partir do nono ano de regeneração nos habitats de MF, essas diversidades se equiparam ao habitat referência VA, não apresentando diferença estatisticamente significativa, com exceção do habitat MF10, que não segue essa tendência.

Incrementos graduais também foram observados ao longo do tempo na arquitetura de cada fitocenose em termos de abundância e dominância total. No entanto, após 11 anos, a dominância total dos habitats de MF não se equipara ao referencial de restauração, o habitat VA (Figura 3.D). Ou seja, o aumento do espaço ocupado pelas plantas na área ao longo do período de manejo florestal estudado (11 anos) ainda está consideravelmente distante em

relação ao habitat VA. Atualmente, a média da dominância total na área de MF11 representa 37,6% do valor observado na área de VA.

Em relação à biomassa total, os resultados foram análogos aos encontrados para a dominância total (Figura 3.E). O habitat MF11 apresentou a maior taxa de incremento, atingindo 2,1% ao ano, sendo que a média desse habitat corresponde a 22,7% da biomassa total observada no habitat VA.

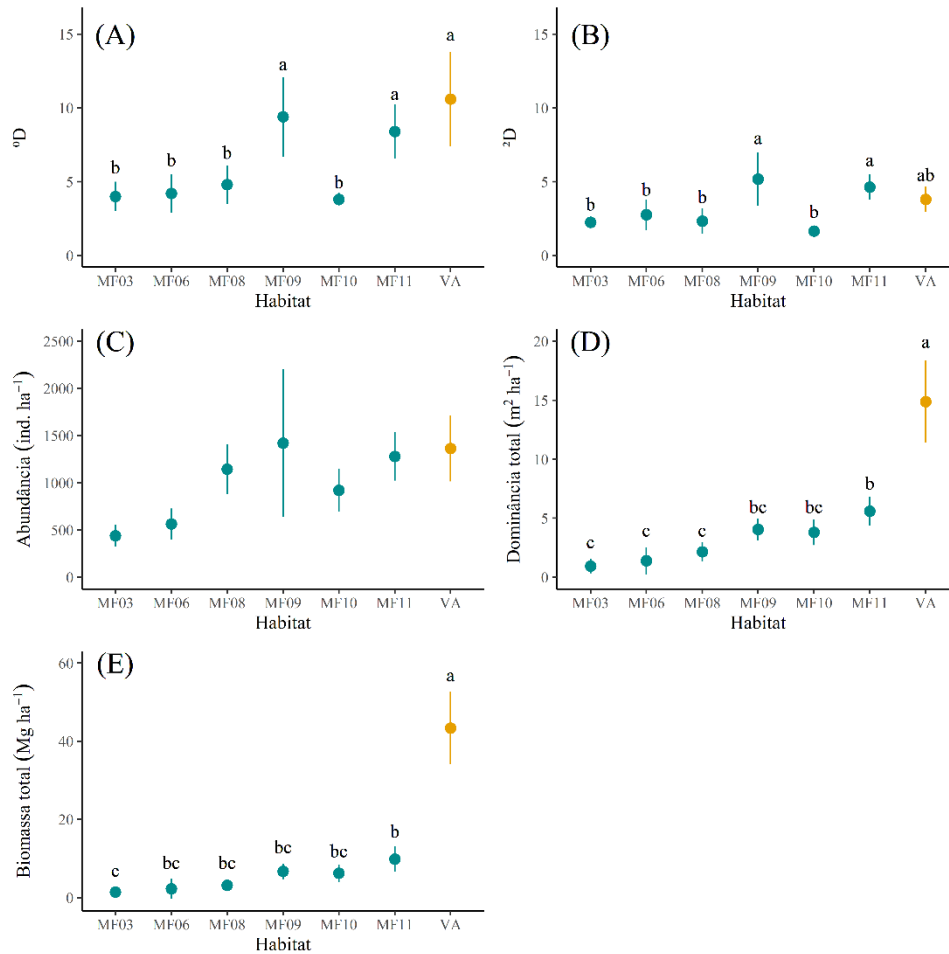


Figura 3. Comparação entre as médias de (A) diversidade de espécies raras (0D), (B) diversidade de espécies dominantes (2D), (C) abundância, (D) dominância total e (E) biomassa total, onde os modelos lineares espaciais apresentaram resultados significativos para cada um dos habitats estudados, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

A distribuição espacial dos indivíduos das comunidades vegetais, tanto o diâmetro do caule a nível do solo quanto a altura total, além da biomassa dos indivíduos, apresentaram maiores resultados na área de vegetação antiga, com base na comparação entre as médias, exceto no número de caules (Figura 4). Foi observado um aumento no diâmetro dos caules, na altura e na biomassa por indivíduo em função do aumento do tempo de regeneração nos

habitats de MF. No entanto, essas características diferiram significativamente em comparação com o habitat VA. Por outro lado, a média do número de caules por indivíduo, embora nominalmente mais alta a partir do habitat MF09, não diferiu do habitat VA, exceto no caso do habitat MF10 (Figura 4.D).

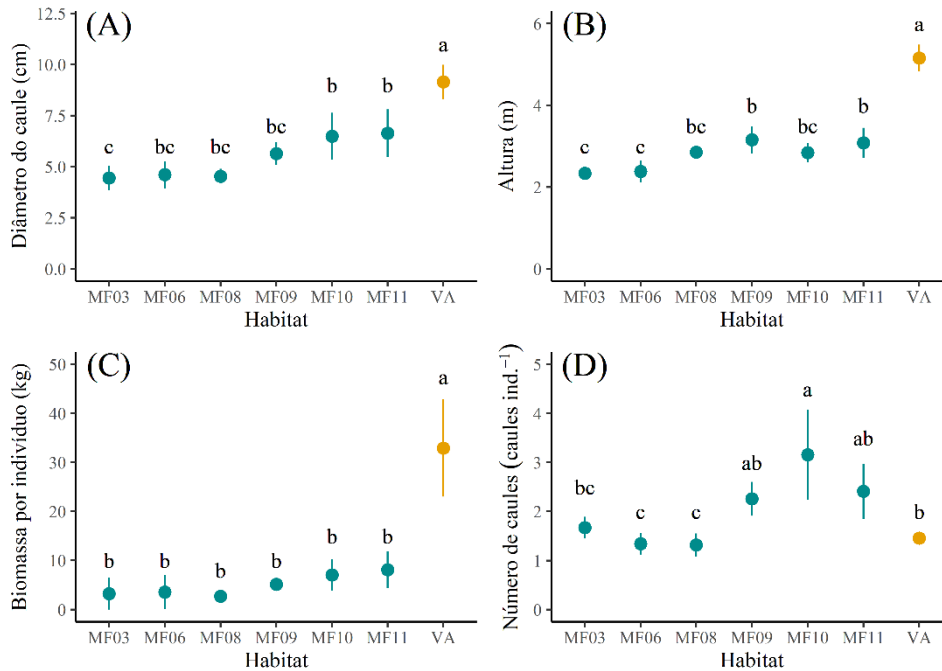


Figura 4. Comparação entre as médias de (A) diâmetro do caule (DNS), (B) altura (H), (C) biomassa por indivíduo e (D) número de caules (caules ind.⁻¹), onde os modelos lineares espaciais apresentaram resultados significativos para cada um dos habitats estudados, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

O fator de proporção do hábito arbustivo, tanto em termos de número por indivíduo quanto por espécie, é mais elevado nas áreas no início do processo de regeneração dos habitats MF, reduzindo-se ao longo do tempo e equiparando-se ao habitat VA a partir de nove anos (Figura 5).

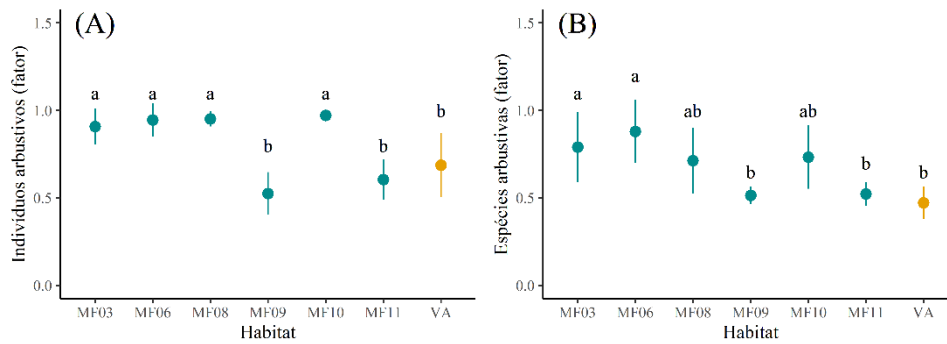


Figura 5. Comparação entre as médias dos fatores da (A) proporção de indivíduos arbustivos e (B) proporção de espécies arbustivas, onde os modelos lineares espaciais apresentaram resultados significativos para cada um dos habitats estudados, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Em sua maioria, as variáveis apresentaram correlação significativa com relação as proporções de indivíduos arbustivos e espécies arbustivas, as exceções foram as variáveis biomassa dos indivíduos e número de caules, correlacionadas aos indivíduos arbustivos, e número de caules correlacionado as espécies arbustivas (Tabela 2). Todas as correlações foram negativas, ou seja, quanto maior o proporção de arbustos menor os valores das variáveis em questão.

Tabela 2. Teste da correlação entre as variáveis e as proporções de indivíduos arbustivos e espécies arbustivas em uma área de manejo florestal na Caatinga, Brasil.

Variável	Indivíduos arbustivos (%)		Espécies arbustivas (%)	
	<i>r</i> (Pearson)	<i>P</i>	<i>r</i> (Pearson)	<i>P</i>
⁰ <i>D</i>	-0,7354	< 0,001	-0,6745	< 0,001
² <i>D</i>	-0,7006	< 0,001	-0,4701	0,004
Abundância (ind. ha ⁻¹)	-0,5506	0,001	-0,4594	0,005
Dominância total (m ² ha ⁻¹)	-0,4601	0,005	-0,5398	0,001
Biomassa total (Mg ha ⁻¹)	-0,3746	0,027	-0,4897	0,003
Diâmetro do caule (cm)	-0,3986	0,018	-0,5311	0,001
Altura (m)	-0,4502	0,007	-0,5759	< 0,001
Biomassa dos indivíduos (kg)	-0,2698	0,117	-0,4320	0,010
Número de caules (caules ind. ⁻¹)	-0,1350	0,439	-0,1415	0,418

Quanto a PCA aplicada às variáveis investigadas, os dois primeiros componentes principais explicaram conjuntamente 67,4% da variância total dos dados (Figura 6). A maior contribuição foi dada pelo componente principal 1 (PC1), responsável por 52,0%, enquanto o componente principal 2 (PC2) explicou 15,4%.

A PC1 foi representada pelas variáveis dominância total (DoT), altura (H), 0D , biomassa total (B), diâmetro do caule ao nível do solo (DNS), abundância (Ab), 2D , indivíduos arbustivos (arbu. ind.⁻¹) e espécies arbustivas (arbu. sp.⁻¹) com seus respectivos carregamentos de 0,9101, 0,9040, 0,8663, 0,8614, 0,8328, 0,6296, 0,5867, -0,7374 e -0,7638. Nesta mesma componente principal, foram agrupadas positivamente, com seu respectivo escore, os habitats VA (4,351) e, negativamente, MF03 (-2,311), MF06 (-2,237), MF08 (-1,425) e MF10 (-1,106). Além disso, as variáveis dispostas na PC2 foram biomassa dos indivíduos (*b*) (-0,4696), e número de caules (Caules, caules ind.⁻¹) (-0,4087).

O habitat VA apresentou o maior agrupamento para as variáveis B, H, DoT e DNS. Em contraste, MF09 e MF11 agruparam-se em torno das variáveis abundância (Ab), 0D , 2D , biomassa dos indivíduos (*b*) e número de caules (Caules, caules ind.⁻¹), enquanto as áreas com menor tempo em regeneração, exceto MF10, se agruparam com as maiores proporções de indivíduos arbustivos (arbu. ind.⁻¹) e proporção de espécies arbustivas (arbu. sp.⁻¹).

A distribuição dos habitats no espaço de ordenação mostrou agrupamentos distintos: MF03, MF06, MF08 e MF10 formaram um grupo; MF09 e MF11 formaram outro grupo; e VA se destacou separadamente.

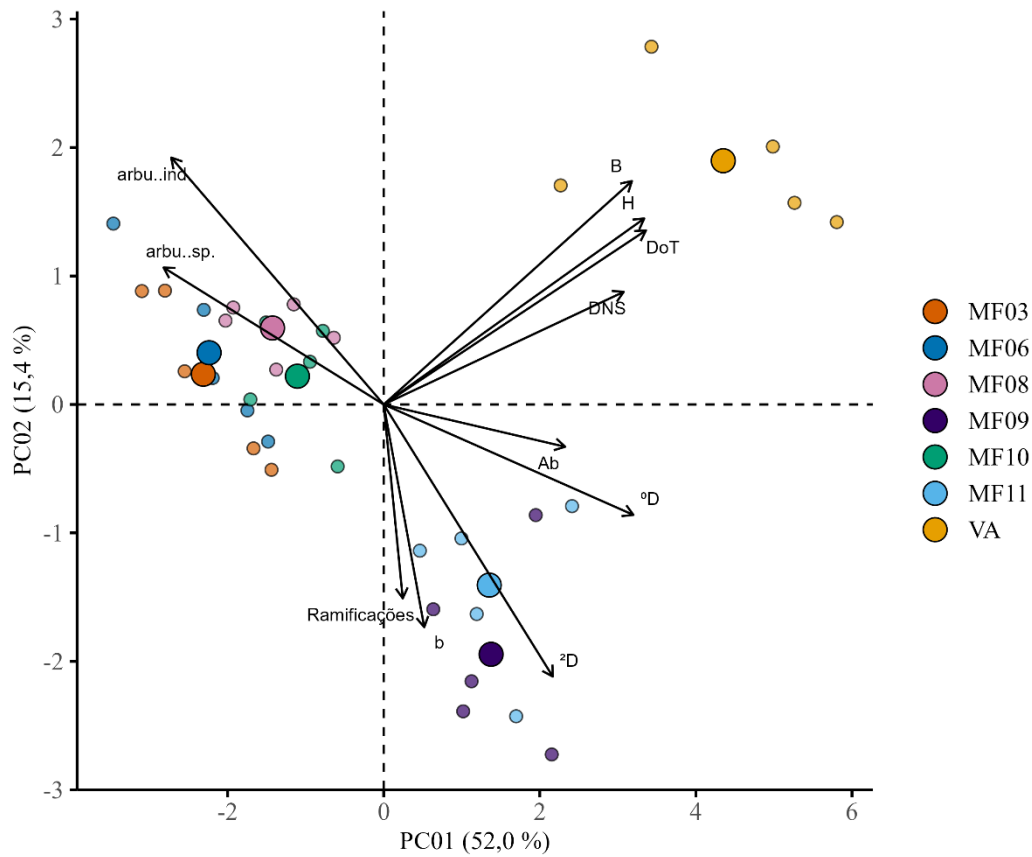


Figura 6. Análise de componentes principais das variáveis respostas diversidade de espécies raras (0D), diversidade de espécies dominantes (2D), abundância (Ab, ind. ha $^{-1}$), dominância total (DoT, m 2 ha $^{-1}$), biomassa total (B, Mg ha $^{-1}$), diâmetro do caule (DNS, cm), Altura (H, m), biomassa dos indivíduos (b , kg), número de caules (Ramificações, caules ind. $^{-1}$), indivíduos arbustivos (arbu. ind. $^{-1}$) e espécies arbustivas (arbu. sp. $^{-1}$), para cada um dos habitats estudados em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

4. Discussão

Os resultados indicam que, conforme previsto, as áreas de manejo florestal apresentam uma redução na média da diversidade de espécies. Além disso, essas áreas exibem uma estrutura de porte reduzido, com vegetação predominantemente composta por espécies de hábito arbustivo, indivíduos mais ramificados e com composições distintas. Essa redução na diversidade de espécie foi observada nas comunidades dos habitats de manejo florestal em regeneração em estágio inicial, até o oitavo ano, podendo estar vinculada à elevada taxa de mortalidade de algumas espécies, que pode alcançar 31%, associada à incapacidade intrínseca de reprodução vegetativa de algumas espécies (Lima et al., 2021).

Por outro lado, a partir do nono ano, as médias das diversidades de espécies nas comunidades dos habitats de manejo florestal em comparação com área de referência não manejada se equiparam, indicando restabelecimento da biodiversidade. O recrutamento de novas espécies a partir do banco de plântulas e de sementes e dispersão de propágulos a partir de áreas vizinhas) deve ganhar mais relevância no incremento das diversidades de espécies nos habitats de manejo florestal, ao longo do processo de regeneração. Por outro lado, esse processo também deve encontrar limitações na escala temporal imposta pelo ciclo mínimo de exploração estabelecido pelo protocolo de manejo, de 15 anos, que pode não proporcionar tempo suficiente para um pleno recrutamento, principalmente via chuva de sementes. Contudo, as espécies com capacidade intrínseca de reprodução vegetativa desempenha um papel dominante nesse incremento de diversidade durante o estágio inicial de regeneração (Barros et al., 2021; Figueirôa et al., 2006; Noutcheu et al., 2023, 2023; Silva Gomes et al., 2024; Vanderlei et al., 2021).

Os resultados médios por parcela das variáveis dominância total (DoT) e biomassa total (B), bem como diâmetro do caule ao nível do solo (DNS), altura (H) e biomassa vegetal acima do solo de cada indivíduo (b), para os habitats de manejo florestal (MF), após 11 anos em regeneração, dificilmente se equipararão ao habitat de controle, a vegetação antiga (VA), ao término do ciclo normativo de 15 anos. Por outro lado, análogo aos achados para de diversidades de espécies (0D e 2D), as médias de caules por indivíduo (caule ind. $^{-1}$), proporção de indivíduos arbustivos e proporção de espécies arbustivas por habitat, após nove ano (MF09), não diferiram do habitat VA. No entanto, ressalta-se que, mesmo sem a conclusão do primeiro ciclo de corte, foi detectado um aumento no número de caules, de maneira geral, nas áreas de manejo florestal em estágio intermediário de regeneração.

Lopes et al. (2023, 2020) reportam a recuperação do volume após oito anos em regeneração em cenário de maior média de precipitação pluviométrica (744 mm ano $^{-1}$). Ciclos entre 10 a 15, ou até 20 anos, dependendo do tipo de produto, são reportados como suficiente para recuperar o volume (estoque) original (Riegelhaupt et al., 2010b). Ao extrapolar a tendência observada no presente estudo para a biomassa total, sendo conservadores nessa análise, estima-se que os habitats de MF alcançarão o nível de referência de restauração em aproximadamente 48,5 anos.

A distribuição das áreas ao longo das dimensões da PCA revelou padrões de agrupamento. Esses agrupamentos sugerem associações entre a carga dos parâmetros, a composição da comunidade de plantas e o tempo de regeneração dos habitats. Os parâmetros biomassa total (B), altura (H), dominância total (DoT) e diâmetro do caule ao nível do solo

(DNS), devido aos seus maiores carregamentos direcionados para o habitat de VA, podem ser considerados como proxies de referência do nível de regeneração. Em termos de composição da comunidade de plantas, a flora do habitat VA se distingue claramente de todos os demais habitats de manejo florestal em regeneração. A distribuição dos pontos indica que a regeneração está seguindo um caminho sucessional alternativo. Ao comparar a trajetória do início para o fim da regeneração, percebe-se que as comunidades com nove e onze anos não estão se aproximando das áreas de referência não manejadas.

O manejo madeireiro da floresta seca de caatinga, voltado para a lenha como principal produto, pode moldar a estrutura da comunidade, limitando a disponibilidade de outros produtos, como estacas e mourões, e afetando processos ecossistêmicos, tais como o estoque de biomassa, a ciclagem de nutrientes e o abrigo para a fauna. A adoção de ciclos de manejo florestal relativamente curtos (15 anos) como critério para iniciar uma nova exploração, resultará em comunidades com menores tamanhos médios de diâmetro, altura e biomassa por indivíduo. Conseqüentemente, haverá uma menor produção de biomassa por área, resultando em um menor sequestro de carbono e regulação climática, o que é crucial para enfrentar as ameaças das mudanças climáticas, que ameaçam a biodiversidade em florestas secas como a caatinga (Siyum, 2020); e promoção do surgimento de indivíduos com maior número de caules (ramificações) e uma maior quantidade de indivíduos e espécies arbustivas nos habitats em fase inicial de regeneração (até oito anos), ou seja, um favorecimento maior do hábito arbustivo devido à perturbação do corte raso (“arbustização”). Nesse sentido, o manejo florestal na floresta seca de caatinga pode moldar a estrutura da comunidade, limitando a disponibilidade de outros produtos e afetando processos ecossistêmicos.

A compreensão completa dos processos de regeneração em condições de manejo florestal pode ser limitada por dados imprecisos sobre o histórico de uso da terra e por perturbações crônicas, como a criação extensiva de caprinos e bovinos. Esses animais, introduzidos pelos europeus, são apontados como os herbívoros predominantes na floresta seca de caatinga e são capazes de moldar esse ecossistema (Leal et al., 2017). Ademais, outras interações bióticas e abióticas específicas também podem influenciar esses processos, tais como época da colheita, duração dos períodos anuais de seca, à altura de corte, diâmetro dos caules (Figueirôa et al., 2008, 2006) e pressão por herbivoria (Lins et al., 2022).

Uma análise mais abrangente dos efeitos cumulativos do manejo florestal na floresta seca de caatinga ao longo do tempo é necessária em estudos futuros, baseada em um acompanhamento contínuo das áreas e em dados históricos de regeneração. Isso pode permitir aprofundar as inter-relações entre diferentes componentes, como as interações planta-

herbívoro. Outrossim, o emprego de métodos de manejo florestal que mantenham uma estrutura mínima da comunidade (Nascimento Neto et al., 2020), podem ser uma área promissora para pesquisas futuras, fornecendo insights adicionais sobre os mecanismos subjacentes à regeneração.

Agradecimentos

Agradeço às instituições que tornaram possível a realização deste estudo, incluindo a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) de Pernambuco. Também agradeço sinceramente a parceria do Herbário do Semiárido Brasileiro (Hesbras) no processamento do material botânico. Reconheço a generosidade dos proprietários da Fazenda Altos por permitirem a coleta de dados para este estudo. Por fim, expresso gratidão ao Engenheiro Florestal João Alberto Gominho Marques de Sá por todas as informações valiosas fornecidas.

Material suplementar

Tabela S.1. Composição de plantas arbustivo-arbóreas dos habitats estudados, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Família botânica	Espécie
Anacardiaceae	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.
Annonaceae	<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H. Rainer
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll. Arg.
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett
Caricaceae	<i>Jacaratia corumbensis</i> Kuntze
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.
Combretaceae	<i>Combretum</i> sp.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman
	<i>Cnidoscopus bahianus</i> (Ule) Pax & K. Hoffm.
	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.
	<i>Croton sertanejus</i> Sodré & M. J. Silva sp. nov.
Euphorbiaceae	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.
	<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll. Arg.
	<i>Sapium argutum</i> (Müll.Arg.) Huber
	<i>Sebastiania macrocarpa</i> Müll. Arg.
	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm.
Leguminosae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan
	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.
	<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis

Família botânica	Espécie
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz
	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.
	<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M. P. Lima & H. C. Lima
	<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P. G. Ribeiro, Seigler & Ebinger
	<i>Senegalia bahiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby
Malpighiaceae	<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.
Malvaceae	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns
Myrtaceae	Não identificada
Nyctaginaceae	<i>Guapira darwinii</i> (Hemsl.) E. C. O. Chagas & Costa-Lima
Rubiaceae	<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg.
Rutaceae	<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.
	<i>Lippia gracilis</i> Schauer

Tabela S.2. Parâmetros fitossociológicos clássicos das comunidades para cada um dos habitats estudados, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Espécie	n	g	UA	Ab	DR	DoT	DoR	FA	FR	IVI	b	bR
MF03												
<i>C. bracteosum</i>	55	0,0994	5	275	62,50	0,50	52,63	100	25,00	46,71	0,5886	43,12
<i>C. sertanejus</i>	14	0,0148	5	70	15,91	0,07	7,86	100	25,00	16,26	0,0855	6,26
<i>J. mollissima</i>	12	0,0106	5	60	13,64	0,05	5,62	100	25,00	14,75	0,0430	3,15
<i>A. colubrina</i>	1	0,0581	1	5	1,14	0,29	30,77	20	5,00	12,30	0,6060	44,40
<i>C. blanchetianus</i>	4	0,0032	2	20	4,55	0,02	1,71	40	10,00	5,42	0,0201	1,47
<i>P. retusa</i>	1	0,0020	1	5	1,14	0,01	1,04	20	5,00	2,39	0,0182	1,33
<i>P. zehntneri</i>	1	0,0007	1	5	1,14	0,00	0,37	20	5,00	2,17	0,0034	0,25
MF06												
<i>C. bracteosum</i>	45	0,0767	4	225	39,82	0,38	27,69	80	19,05	28,85	0,4648	20,88
<i>J. mollissima</i>	34	0,0603	5	170	30,09	0,30	21,78	100	23,81	25,23	0,3137	14,09
<i>C. sertanejus</i>	22	0,0264	5	110	19,47	0,13	9,52	100	23,81	17,60	0,1530	6,87
<i>C. leptophloeos</i>	1	0,0886	1	5	0,88	0,44	31,97	20	4,76	12,54	1,0891	48,93
<i>L. gracilis</i>	5	0,0053	2	25	4,42	0,03	1,92	40	9,52	5,29	0,0362	1,63
<i>G. darwinii</i>	3	0,0142	1	15	2,65	0,07	5,13	20	4,76	4,18	0,1231	5,53
<i>M. carthagenensis</i>	1	0,0040	1	5	0,88	0,02	1,43	20	4,76	2,36	0,0360	1,62
<i>P. retusa</i>	1	0,0008	1	5	0,88	0,00	0,29	20	4,76	1,98	0,0039	0,18
<i>L. auriculata</i>	1	0,0008	1	5	0,88	0,00	0,27	20	4,76	1,97	0,0063	0,28
MF08												
<i>C. bracteosum</i>	132	0,2801	5	660	58,41	1,40	65,09	100	20,83	48,11	2,0779	66,56
<i>C. sertanejus</i>	36	0,0363	5	180	15,93	0,18	8,44	100	20,83	15,07	0,2160	6,92
<i>J. mollissima</i>	28	0,0661	4	140	12,39	0,33	15,35	80	16,67	14,80	0,4357	13,96
<i>L. gracilis</i>	18	0,0223	1	90	7,96	0,11	5,18	20	4,17	5,77	0,1553	4,98
<i>P. retusa</i>	4	0,0150	2	20	1,77	0,07	3,48	40	8,33	4,53	0,1568	5,02

Espécie	n	g	UA	Ab	DR	DoT	DoR	FA	FR	IVI	b	bR
<i>A. colubrina</i>	2	0,0027	1	10	0,88	0,01	0,63	20	4,17	1,89	0,0208	0,67
<i>A. urundeuva</i>	1	0,0020	1	5	0,44	0,01	0,47	20	4,17	1,69	0,0166	0,53
<i>S. macrocarpa</i>	1	0,0017	1	5	0,44	0,01	0,39	20	4,17	1,67	0,0136	0,44
<i>L. ferrea</i>	1	0,0014	1	5	0,44	0,01	0,32	20	4,17	1,64	0,0098	0,31
<i>J. corumbensis</i>	1	0,0013	1	5	0,44	0,01	0,29	20	4,17	1,63	0,0089	0,29
<i>P. zehntneri</i>	1	0,0008	1	5	0,44	0,00	0,19	20	4,17	1,60	0,0067	0,22
<i>A. pyricollum</i>	1	0,0007	1	5	0,44	0,00	0,16	20	4,17	1,59	0,0034	0,11
MF09												
<i>C. blanchetianus</i>	74	0,1486	2	370	26,06	0,74	18,34	40	4,26	16,22	1,3445	20,75
<i>C. bracteosum</i>	46	0,1392	5	230	16,20	0,70	17,17	100	10,64	14,67	1,0079	15,55
<i>M. tenuiflora</i>	18	0,1389	5	90	6,34	0,69	17,13	100	10,64	11,37	1,1700	18,05
<i>C. sertanejus</i>	41	0,0649	4	205	14,44	0,32	8,00	80	8,51	10,32	0,5076	7,83
<i>J. mollissima</i>	22	0,0500	5	110	7,75	0,25	6,17	100	10,64	8,18	0,3518	5,43
<i>C. bahianus</i>	20	0,1031	2	100	7,04	0,52	12,72	40	4,26	8,01	0,7336	11,32
<i>P. retusa</i>	22	0,0537	4	110	7,75	0,27	6,62	80	8,51	7,63	0,4573	7,06
<i>M. carthagenensis</i>	8	0,0069	3	40	2,82	0,03	0,85	60	6,38	3,35	0,0484	0,75
<i>C. vitifolium</i>	12	0,0195	1	60	4,23	0,10	2,40	20	2,13	2,92	0,1434	2,21
<i>A. urundeuva</i>	3	0,0173	2	15	1,06	0,09	2,13	40	4,26	2,48	0,1536	2,37
<i>C. leptophloeos</i>	3	0,0103	2	15	1,06	0,05	1,27	40	4,26	2,19	0,0588	0,91
<i>P. marginatum</i>	4	0,0045	2	20	1,41	0,02	0,55	40	4,26	2,07	0,0162	0,25
<i>L. ferrea</i>	1	0,0267	1	5	0,35	0,13	3,30	20	2,13	1,93	0,2852	4,40
<i>B. cheilantha</i>	2	0,0016	2	10	0,70	0,01	0,20	40	4,26	1,72	0,0087	0,13
<i>A. cearensis</i>	2	0,0053	1	10	0,70	0,03	0,65	20	2,13	1,16	0,0262	0,40
<i>S. brasiliensis</i>	1	0,0063	1	5	0,35	0,03	0,78	20	2,13	1,09	0,0498	0,77
<i>B. molle</i>	1	0,0052	1	5	0,35	0,03	0,64	20	2,13	1,04	0,0524	0,81
<i>P. zehntneri</i>	1	0,0031	1	5	0,35	0,02	0,39	20	2,13	0,96	0,0253	0,39
<i>A. pyricollum</i>	1	0,0031	1	5	0,35	0,02	0,38	20	2,13	0,95	0,0248	0,38
<i>L. camara</i>	1	0,0017	1	5	0,35	0,01	0,21	20	2,13	0,89	0,0117	0,18
<i>A. leptopetala</i>	1	0,0008	1	5	0,35	0,00	0,10	20	2,13	0,86	0,0039	0,06
MF10												
<i>C. bracteosum</i>	113	0,5035	5	565	60,75	2,52	66,23	100	26,32	51,10	3,5623	59,30
<i>C. sertanejus</i>	51	0,1225	4	255	27,42	0,61	16,11	80	21,05	21,53	0,8947	14,90
<i>J. mollissima</i>	16	0,0331	4	80	8,60	0,17	4,36	80	21,05	11,34	0,2214	3,69
<i>A. pyricollum</i>	2	0,0121	2	10	1,08	0,06	1,59	40	10,53	4,40	0,0810	1,35
<i>A. cearensis</i>	1	0,0466	1	5	0,54	0,23	6,13	20	5,26	3,98	0,6777	11,28
<i>A. urundeuva</i>	1	0,0331	1	5	0,54	0,17	4,35	20	5,26	3,39	0,4528	7,54
<i>P. zehntneri</i>	1	0,0087	1	5	0,54	0,04	1,14	20	5,26	2,31	0,1140	1,90
<i>P. retusa</i>	1	0,0008	1	5	0,54	0,00	0,10	20	5,26	1,97	0,0028	0,05
MF11												
<i>C. bracteosum</i>	77	0,3884	5	385	30,08	1,94	34,72	100	11,90	25,57	3,2057	33,55
<i>C. bahianus</i>	63	0,3495	5	315	24,61	1,75	31,25	100	11,90	22,59	2,6243	27,46
<i>J. mollissima</i>	33	0,0688	5	165	12,89	0,34	6,15	100	11,90	10,32	0,4559	4,77
<i>C. sertanejus</i>	31	0,0462	4	155	12,11	0,23	4,13	80	9,52	8,59	0,2890	3,02

Espécie	n	g	UA	Ab	DR	DoT	DoR	FA	FR	IVI	b	bR
<i>A. pyricollum</i>	17	0,0496	4	85	6,64	0,25	4,44	80	9,52	6,87	0,3395	3,55
<i>A. cearensis</i>	5	0,1108	2	25	1,95	0,55	9,90	40	4,76	5,54	1,6768	17,55
<i>P. retusa</i>	7	0,0423	4	35	2,73	0,21	3,78	80	9,52	5,35	0,4248	4,45
<i>M. carthagenensis</i>	5	0,0115	3	25	1,95	0,06	1,03	60	7,14	3,38	0,1187	1,24
<i>B. cheilantha</i>	4	0,0142	2	20	1,56	0,07	1,27	40	4,76	2,53	0,1284	1,34
<i>C. blanchetianus</i>	4	0,0126	1	20	1,56	0,06	1,12	20	2,38	1,69	0,1054	1,10
<i>L. gracilis</i>	4	0,0101	1	20	1,56	0,05	0,90	20	2,38	1,62	0,0758	0,79
<i>A. colubrina</i>	1	0,0044	1	5	0,39	0,02	0,39	20	2,38	1,06	0,0400	0,42
<i>P. zehntneri</i>	1	0,0041	1	5	0,39	0,02	0,36	20	2,38	1,05	0,0325	0,34
<i>A. leptopetala</i>	1	0,0020	1	5	0,39	0,01	0,18	20	2,38	0,98	0,0097	0,10
<i>A. urundeuva</i>	1	0,0017	1	5	0,39	0,01	0,16	20	2,38	0,98	0,0162	0,17
<i>C. vitifolium</i>	1	0,0015	1	5	0,39	0,01	0,13	20	2,38	0,97	0,0103	0,11
<i>C. leptophloeos</i>	1	0,0009	1	5	0,39	0,00	0,08	20	2,38	0,95	0,0033	0,03
VA												
<i>C. bracteosum</i>	104	1,5234	5	520	37,68	7,62	51,18	100	9,43	32,76	19,0761	44,37
<i>C. leptophloeos</i>	9	0,5079	4	45	3,26	2,54	17,06	80	7,55	9,29	8,3455	19,41
<i>C. sertanejus</i>	46	0,0822	3	230	16,67	0,41	2,76	60	5,66	8,36	0,7653	1,78
<i>A. urundeuva</i>	8	0,2929	5	40	2,90	1,46	9,84	100	9,43	7,39	6,6455	15,46
<i>C. blanchetianus</i>	37	0,0408	3	185	13,41	0,20	1,37	60	5,66	6,81	0,4248	0,99
<i>A. pyricollum</i>	13	0,1796	3	65	4,71	0,90	6,03	60	5,66	5,47	2,0794	4,84
<i>P. retusa</i>	12	0,0583	5	60	4,35	0,29	1,96	100	9,43	5,25	0,8462	1,97
<i>J. mollissima</i>	6	0,0161	4	30	2,17	0,08	0,54	80	7,55	3,42	0,1639	0,38
<i>S. brasiliensis</i>	3	0,0965	2	15	1,09	0,48	3,24	40	3,77	2,70	2,1616	5,03
<i>S. argutum</i>	4	0,0481	2	20	1,45	0,24	1,62	40	3,77	2,28	0,7628	1,77
<i>M. carthagenensis</i>	6	0,0120	2	30	2,17	0,06	0,40	40	3,77	2,12	0,1708	0,40
<i>L. ferrea</i>	2	0,0335	2	10	0,72	0,17	1,12	40	3,77	1,87	0,4826	1,12
<i>S. bahiensis</i>	5	0,0150	1	25	1,81	0,07	0,50	20	1,89	1,40	0,1643	0,38
<i>A. colubrina</i>	2	0,0223	1	10	0,72	0,11	0,75	20	1,89	1,12	0,3086	0,72
<i>Combretum sp.</i>	3	0,0093	1	15	1,09	0,05	0,31	20	1,89	1,09	0,1063	0,25
<i>P. zehntneri</i>	2	0,0117	1	10	0,72	0,06	0,39	20	1,89	1,00	0,1774	0,41
<i>A. cearensis</i>	2	0,0083	1	10	0,72	0,04	0,28	20	1,89	0,96	0,1083	0,25
<i>A. leptopetala</i>	2	0,0049	1	10	0,72	0,02	0,16	20	1,89	0,93	0,0705	0,16
<i>P. bahiensis</i>	2	0,0052	1	10	0,72	0,03	0,17	20	1,89	0,93	0,0592	0,14
<i>G. angelica</i>	2	0,0018	1	10	0,72	0,01	0,06	20	1,89	0,89	0,0138	0,03
Myrtaceae NI	2	0,0019	1	10	0,72	0,01	0,06	20	1,89	0,89	0,0169	0,04
<i>C. vitifolium</i>	1	0,0015	1	5	0,36	0,01	0,05	20	1,89	0,77	0,0176	0,04
<i>E. caatingae</i>	1	0,0014	1	5	0,36	0,01	0,05	20	1,89	0,77	0,0114	0,03
<i>S. macranthera</i>	1	0,0015	1	5	0,36	0,01	0,05	20	1,89	0,77	0,0107	0,02
<i>G. darwinii</i>	1	0,0008	1	5	0,36	0,00	0,03	20	1,89	0,76	0,0058	0,01

n – quantidade de indivíduos amostrados; g – área basal da espécie (m²); UA – quantidade de unidades amostrais; Ab – abundância total (ind ha⁻¹); DR – densidade relativa (%); DoT – dominância total (m² ha⁻¹); DoR – dominância relativa (%); FA – frequência absoluta (%); FR

- frequência relativa (%); IVI – índice de valor de importância (%); b – biomassa da espécie (Mg ha^{-1}); bR – biomassa da espécie relativa (%).

Tabela S.3. Teste da autocorrelação espacial entre as variáveis e as parcelas amostradas nos habitats estudados, de acordo com o Índice de Moran ($p < 0,05$), em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Variável	I de Moran	P
0D	0,36	< 0,001
2D	0,36	< 0,001
Abundância (ind. ha^{-1})	0,21	< 0,001
Dominância total ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	0,30	< 0,001
Biomassa total (Mg ha^{-1})	0,29	< 0,001
Diâmetro do caule (cm)	0,25	< 0,001
Altura (m)	0,33	< 0,001
Biomassa dos indivíduos (kg)	0,24	< 0,001
Número de caules (caules ind.^{-1})	0,18	< 0,001
Proporção de indivíduos arbustivos (fator)	0,38	< 0,001
Proporção de espécies arbustivas (fator)	0,21	< 0,001

Tabela S.4. Atributos do solo superficial (média \pm desvio padrão) para cada um dos habitats estudados, em uma floresta seca de caatinga, Brasil.

Área	Ca	Mg	K	Al	MO	FS	SB
MF03	5,23 \pm 0,91	0,86 \pm 0,26	0,32 \pm 0,26	0,28 \pm 0,11	1,69 \pm 0,35	15,81 \pm 3,46	6,41 \pm 1,24
MF06	4,44 \pm 1,23	0,72 \pm 0,22	0,42 \pm 0,22	0,13 \pm 0,05	1,52 \pm 0,43	13,7 \pm 4	5,58 \pm 1,55
MF08	5,68 \pm 2,14	1,29 \pm 0,91	0,45 \pm 0,91	0,27 \pm 0,11	1,7 \pm 0,43	18,41 \pm 8,69	7,41 \pm 2,94
MF09	2,73 \pm 1,47	0,72 \pm 0,39	0,37 \pm 0,39	0,46 \pm 0,1	1,88 \pm 0,88	13,03 \pm 7,48	3,82 \pm 1,85
MF10	5,48 \pm 1,36	0,81 \pm 0,12	0,41 \pm 0,12	0,3 \pm 0,1	0,93 \pm 0,41	11,52 \pm 3,67	6,69 \pm 1,39
MF11	2,62 \pm 0,97	0,50 \pm 0,15	0,21 \pm 0,15	0,4 \pm 0,05	1,38 \pm 0,39	9,65 \pm 2,91	3,33 \pm 1,08
VA	2,56 \pm 0,34	0,89 \pm 0,35	0,22 \pm 0,35	0,34 \pm 0,14	1,87 \pm 0,6	11,85 \pm 3,39	3,66 \pm 0,62

Nota: Ca, Mg, K, Al, FS e SB em cmolc dm^{-3} ; MO em %.

Referências

- Albuquerque, U.P., Araújo, E. de L., de Castro, C.C., Alves, R.R.N., 2017. People and Natural Resources in the Caatinga, in: Silva, J.M.C. da, Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, Cham, pp. 303–333. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_11
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *metz* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Araujo, H.F.P., Canassa, N.F., Machado, C.C.C., Tabarelli, M., 2023. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. *Sci Rep* 13, 18440. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>
- Barros, M.F., Ribeiro, E.M.S., Vanderlei, R.S., de Paula, A.S., Silva, A.B., Wirth, R., Cianciaruso, M.V., Tabarelli, M., 2021. Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. *Forest*

- Ecology and Management 482, 118881.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>
- BFG, T.B.F., 2021. Coleção Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
- Carvalho, A.A. de, Lopes, I., Silva, O.F. da, 2019. Tendências observadas na precipitação sobre a Bacia do Riacho do Navio (Pernambuco). *Anuário do Instituto de Geociências* 42, 56–70. https://doi.org/10.11137/2019_4_56_70
- Chao, A., Jost, L., 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93, 2533–2547.
<https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Condit, R., Engelbrecht, B.M.J., Pino, D., Pérez, R., Turner, B.L., 2013. Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 5064–5068.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1218042110>
- Costa, J., Pereira, G., Siqueira, M.E., Cardozo, F., Silva, V.V. da, 2019. Validação dos dados de precipitação estimados pelo CHIRPS para o Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia* 24. <https://doi.org/10.5380/abclima.v24i0.60237>
- CPRH, Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco, 2006. Instrução Normativa CPRH N° 07/2006, de 29 de dezembro de 2006 (Disciplina os procedimentos da CPRH referentes à aprovação da localização da Reserva Legal em propriedades e posses rurais; à autorização para supressão de vegetação e intervenção em Áreas de Preservação Permanente e à autorização para o desenvolvimento das atividades florestais no Estado de Pernambuco). Diário Oficial [do] Estado de Pernambuco, Recife.
- Dormann, C.F., McPherson, J.M., Araújo, M.B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., G. Davies, R., Hirzel, A., Jetz, W., Daniel Kissling, W., Kühn, I., Ohlemüller, R., R. Peres-Neto, P., Reineking, B., Schröder, B., M. Schurr, F., Wilson, R., 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30, 609–628. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x>
- Figueirôa, J.M. de, Araújo, E. de L., Pareyn, F.G.C., Cutler, D.F., Gasson, P., Lima, K.C. de, Santos, V.F. dos, 2008. Variações sazonais na sobrevivência e produção de biomassa de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. após o corte raso e implicações para o manejo da espécie. *Rev. Árvore* 32, 1041–1049. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000600009>
- Figueirôa, J.M. de, Pareyn, F.G.C., Araújo, E. de L., Silva, C.E. da, Santos, V.F. dos, Cutler, D.F., Baracat, A., Gasson, P., 2006. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. *Forest Ecology and Management* 229, 294–303.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>
- Fortin, M.-J., Dale, M.R.T., 2005. *Spatial Analysis: A Guide for Ecologists*, 1st edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Funk, C.C., Peterson, P.J., Landsfeld, M.F., Pedreros, D.H., Verdin, J.P., Rowland, J.D., Romero, B.E., Husak, G.J., Michaelsen, J.C., Verdin, A.P., 2014. A quasi-global precipitation time series for drought monitoring (USGS Numbered Series No. 832), A quasi-global precipitation time series for drought monitoring, Data Series. U.S. Geological Survey, Reston, VA. <https://doi.org/10.3133/ds832>
- Gariglio, M.A., Sampaio, E.V. de S.B., Cestaro, L.A., Kageyama, P.Y., 2010. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Serviço Florestal Brasileiro - SFB.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 2011. *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed Editora.

- Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148, 185–206. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)
- Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2023. *FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining*.
- Kennard, D.K., 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, 53–66. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002031>
- Leal, I.R., Lopes, A.V., Machado, I.C., Tabarelli, M., 2017. Plant–Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives, in: Silva, J.M.C. da, Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, Cham, pp. 255–278. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_9
- Lima, T.L. de, da Silva, J.A.A., Longhi, R.V., Gallo, R., Hakamada, R.E., dos Santos, M.V.F., Martínez Molina, J.R., Herrera Machuca, M.Á., Muir, J.P., Ferreira, R.L.C., 2021. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. *Forest Ecology and Management* 501, 119700. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>
- Lins, L., Santos, D., Lira, R., M. P. Oliveira, F., Wirth, R., Menezes, T., Tabarelli, M., Leal, I.R., 2022. Exotic goats do not affect the seed bank but reduce seedling survival in a human-modified landscape of Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management* 522, 120491. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120491>
- Lopes, J.F.B., Andrade, E.M.D., Pereira, E.C.B., Campos, D.A., Aquino, D.D.N., 2020. Cut cycles and soil carbon potential stocks in a managed forest in the Caatinga domain in Brazil. *Rev. Caatinga* 33, 735–745. <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n317rc>
- Lopes, J.F.B., Lopes, F.B., Araújo, I.C. da S., Pereira, E.C.B., Brandão, M.L.S.M., Feitosa, E. de O., Luna, N.R. de S., Sousa, G.G. de, Amorim, A.V., Iwata, B. de F., Andrade, E.M. de, 2023. How forest management with clear-cutting affects the regeneration, diversity and structure of a seasonally dry tropical forest in Brazil. *Forests* 14, 1870. <https://doi.org/10.3390/f14091870>
- Lu, D., Moran, E., Mausel, P., 2002. Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. *Land Degradation & Development* 13, 331–343. <https://doi.org/10.1002/ldr.516>
- Marcon, E., Hérault, B., 2015. entropart: An R Package to Measure and Partition Diversity. *Journal of Statistical Software* 67, 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>
- Marques de Sá, J.A.G., 2010. Projeto de manejo florestal em regime sustentável Fazenda Altos. Betânia – PE.
- Meunier, I.M.J., Ferreira, R.L.C., Silva, J.A.A. da, 2018. O licenciamento de Planos de Manejo Florestal da Caatinga assegura sua sustentabilidade? *Pesquisa Florestal Brasileira* 38. <https://doi.org/10.4336/2018.pfb.38e201701461>
- Moro, M., Araújo, F., Rodal, M., Martins, F., 2015. Síntese dos estudos florísticos e fitossociológicos realizados no semiárido brasileiro. pp. 412–451.
- Moura, A.S.S. de, 2010. Reserva da biosfera da caatinga, in: Gariglio, M.A., Sampaio, E.V.S.B., Cestaro, L.A., Kageyama, P.Y. (Eds.), *Uso Sustentável e Conservação Dos Recursos Florestais Da Caatinga*. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF, pp. 82–96.

- Nascimento Neto, J.H.D., Holanda, A.C.D., Abreu, J.C.D., 2020. Assessing the feasibility of the BDq method for the sustainable management of the Caatinga. *Rev. Caatinga* 33, 746–756. <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n318rc>
- Noutcheu, R., Oliveira, F.M.P., Wirth, R., Tabarelli, M., Leal, I.R., 2023. Coppicing as a driver of plant resprouting and the regeneration of a Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management* 529, 120736. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120736>
- Paradis, E., Blomberg, S., Bolker [aut, B., cph, Brown, J., Claramunt, S., Claude, J., Cuong, H.S., Desper, R., Didier, G., Durand, B., Dutheil, J., Ewing, R.J., Gascuel, O., Guillerme, T., Heibl, C., Ives, A., Jones, B., Krah [aut, F., cph, Lawson, D., Lefort, V., Legendre, P., Lemon, J., Louvel, G., Marcon [aut, E., cph, McCloskey, R., Nylander, J., Opgen-Rhein, R., Popescu, A.-A., Royer-Carenzi, M., Schliep, K., Strimmer, K., Vienne, D. de, 2024. ape: Analyses of Phylogenetics and Evolution.
- Pareyn, F.G.C., Pereira, W.E., Salcedo, I.H., Riegelhaupt, E.M., Gomes, E.C., Menecheli, H.T.F., Skutsch, M., 2020. What controls post-harvest growth rates in the caatinga forest? *Agricultural and Forest Meteorology* 284, 107906. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107906>
- Pastor, J., Aber, J.D., McLaugherty, C.A., Melillo, J.M., 1984. Aboveground Production and N and P Cycling Along a Nitrogen Mineralization Gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology* 65, 256–268. <https://doi.org/10.2307/1939478>
- Pessoa, M.S., Hambuckers, A., Benchimol, M., Rocha-Santos, L., Bomfim, J.A., Faria, D., Cazetta, E., 2017. Deforestation drives functional diversity and fruit quality changes in a tropical tree assemblage. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 28, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.09.001>
- Pimentel-Gomes, F., 2022. Curso de estatística experimental. FEALQ.
- Pinheiro, J.C., Bates, D., DebRoy, S., Sarka, D., R Core Team, sigma), S.H. (Author fixed, sigma), B.V.W. (Programmer fixed, Ranke (varConstProp()), J., R Core Team, 2024. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.
- Pinho, B.X., de Melo, F.P.L., Arroyo-Rodríguez, V., Pierce, S., Lohbeck, M., Tabarelli, M., 2018. Soil-mediated filtering organizes tree assemblages in regenerating tropical forests. *Journal of Ecology* 106, 137–147. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12843>
- Pinho, B.X., Tabarelli, M., Engelbrecht, B.M.J., Sfair, J., Melo, F.P.L., 2019. Plant functional assembly is mediated by rainfall and soil conditions in a seasonally dry tropical forest. *Basic and Applied Ecology* 40, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.08.002>
- Queiroz, L.P. de, Cardoso, D., Fernandes, M.F., Moro, M.F., 2017. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain, in: Silva, J.M.C. da, Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, Cham, pp. 23–63. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2
- Quesada, C.A., Phillips, O.L., Schwarz, M., Czimczik, C.I., Baker, T.R., Patiño, S., Fyllas, N.M., Hodnett, M.G., Herrera, R., Almeida, S., Alvarez Dávila, E., Arneeth, A., Arroyo, L., Chao, K.J., Dezzeo, N., Erwin, T., di Fiore, A., Higuchi, N., Honorio Coronado, E., Jimenez, E.M., Killeen, T., Lezama, A.T., Lloyd, G., López-González, G., Luizão, F.J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D.A., Núñez Vargas, P., Paiva, R., Peacock, J., Peñuela, M.C., Peña Cruz, A., Pitman, N., Priante Filho, N., Prieto, A., Ramírez, H., Rudas, A., Salomão, R., Santos, A.J.B., Schmerler, J., Silva, N., Silveira, M., Vásquez, R., Vieira, I., Terborgh, J., Lloyd, J., 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences* 9, 2203–2246. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012>

- Rede de Manejo Florestal da Caatinga, C.T.C. da, 2005. Rede de manejo florestal da caatinga: protocolo de medições de parcelas permanentes. Associação Plantas do Nordeste.
- Ribeiro, E.M.S., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B.A., Tabarelli, M., Leal, I.R., 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52, 611–620. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>
- Riegelhaupt, E.M., Pareyn, F.G.C., Gariglio, M.A., 2010a. O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga, in: Gariglio, M.A., Sampaio, E.V. de S.B., Cestaro, L.A., Kageyama, P.Y. (Eds.), *Uso Sustentável e Conservação Dos Recursos Florestais Da Caatinga*. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF, pp. 349–367.
- Riegelhaupt, E.M., Pareyn, F.G.C., Gariglio, M.A., 2010b. O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga, in: Gariglio, M.A., Sampaio, E.V. de S.B., Cestaro, L.A., Kageyama, P.Y. (Eds.), *Uso Sustentável e Conservação Dos Recursos Florestais Da Caatinga*. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF, pp. 349–367.
- Rodal, M.J.N., Sampaio, E.V. de S.B., Figueiredo, M.A., 2013. Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema Caatinga. Sociedade Botânica do Brasil-SBB.
- RStudio Team, 2023. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Sampaio, E.V.S.B., Silva, G.C., 2005. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. *Acta Bot. Bras.* 19, 935–943. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400028>
- Santos, Humberto Gonçalves dos, Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C. dos, Oliveira, V.Á. de, Lumbreras, José Francisco, Coelho, M.R., Almeida, J.A. de, Araújo Filho, J.C. de, Oliveira, J.B. de, Cunha, T.J.F., Embrapa Solos, 2018. Sistema brasileiro de classificação de solos, 5. ed. rev. e ampl. ed. Brasília, DF: Embrapa.
- Sfair, J.C., Bello, F. de, França, T.Q. de, Baldauf, C., Tabarelli, M., 2018. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environ. Res. Lett.* 13, 025005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9f5e>
- Silva, J.M.C. da, Barbosa, L.C.F., 2017. Impact of Human Activities on the Caatinga, in: Silva, J.M.C. da, Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, Cham, pp. 359–368. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13
- Silva, J.M.C. da, Barbosa, L.C.F., Leal, I.R., Tabarelli, M., 2017. The Caatinga: Understanding the Challenges, in: Silva, J.M.C. da, Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–19. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1
- Silva Gomes, A.B., Barros, M.F., Vanderlei, R.S., Tabarelli, M., Dodonov, P., 2024. Plant vegetative propagation plays a considerable role in the regeneration following slash-and-burn agriculture in Caatinga dry forest. *Acta Oecologica* 122, 103971. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2023.103971>
- Siyum, Z.G., 2020. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. *Ecological Processes* 9, 25. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>
- Soares, C.P.B., Paula Neto, F. de, Souza, A.L. de, 2011. *Dendrometria e inventário florestal*, 2ª Ed. ed. Editora UFV, Viçosa - MG.

- Soares, D.B., Nóbrega, R.S., Galvêncio, J.D., 2018. Indicadores climáticos de desertificação na bacia hidrográfica do Rio Pajeú, Pernambuco. *ABCLima* 22. <https://doi.org/10.5380/abclima.v22i0.58557>
- Souza, D.G., Sfair, J.C., de Paula, A.S., Barros, M.F., Rito, K.F., Tabarelli, M., 2019. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. *Forest Ecology and Management* 435, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>
- Stegen, J.C., Swenson, N.G., Enquist, B.J., White, E.P., Phillips, O.L., Jørgensen, P.M., Weiser, M.D., Montegudo Mendoza, A., Núñez Vargas, P., 2011. Variation in above-ground forest biomass across broad climatic gradients. *Global Ecology and Biogeography* 20, 744–754. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00645.x>
- Tabarelli, M., Filgueiras, B.K.C., Ribeiro, E.M.S., Lopes, A.V., Leal, I.R., 2024. Tropical Dry Forests, in: Scheiner, S.M. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (Third Edition). Academic Press, Oxford, pp. 294–312. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822562-2.00090-6>
- Tabarelli, M., Leal, I.R., Scarano, F.R., Silva, J.M.C. da, 2017. The Future of the Caatinga, in: Silva, J.M.C. da, Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Springer International Publishing, Cham, pp. 461–474. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_19
- Vanderlei, R.S., Barros, M.F., Domingos-Melo, A., Alves, G.D., Silva, A.B., Tabarelli, M., 2021. Extensive clonal propagation and resprouting drive the regeneration of a Brazilian dry forest. *Journal of Tropical Ecology* 37, 35–42. <https://doi.org/10.1017/S0266467421000079>
- Velloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B., Giuliatti, A.M., Barbosa, M.R.V., Castro, A.A.J.F., Queiroz, L.P. de, Fernandes, A., Oren, D.C., Cestaro, L.A., Carvalho, A.J.E. de, Silva, F.B.R., Miranda, E.E. de, Kheel, S., Gondim, R.S., 2002. Ecorregiões propostas para o bioma da caatinga.
- Vieira, D.L.M., Scariot, A., 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14, 11–20. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>
- Villela, D.M., Nascimento, M.T., de Aragão, L.E.O.C., Da Gama, D.M., 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* 33, 506–516. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>

3. CONCLUSÕES

Ao longo do período analisado, os habitats de manejo florestal passaram a comportar um número semelhante de espécies raras e dominantes em comparação com a área de vegetação antiga. No entanto, a composição da comunidade de plantas na área de vegetação antiga difere claramente das áreas em regeneração.

O manejo florestal focado na produção de lenha como principal produto pode moldar a estrutura da comunidade, limitando a disponibilidade de outros produtos, como estacas e mourões, e afetando processos ecossistêmicos, tais como o estoque de biomassa, a ciclagem de nutrientes, a regulação do clima local e o abrigo para a fauna. A adoção de ciclos de manejo florestal relativamente curtos (ciclo normativo de 15 anos) como critério para iniciar uma nova exploração florestal na floresta seca de caatinga, resultará em comunidades com menores tamanhos médios de diâmetro, altura e biomassa por indivíduo. Consequentemente, haverá menor produção de biomassa por área, promovendo o surgimento de indivíduos com maior número de caules (ramificações) e uma maior quantidade de indivíduos e espécies arbustivas nos habitats em fase inicial de regeneração (até oito anos), ou seja, um favorecimento maior do hábito arbustivo devido à perturbação do corte raso (“arbustização”).

REFERÊNCIAS

ARAUJO, Helder F. P.; CANASSA, Nathália F.; MACHADO, Célia C. C.; TABARELLI, Marcelo. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18440, 27 out. 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>.

BARROS, Maria Fabíola; RIBEIRO, Elaine M. S.; VANDERLEI, Renato Soares; DE PAULA, Alexandre Souza; SILVA, Ana Beatriz; WIRTH, Rainer; CIANCIARUSO, Marcus V.; TABARELLI, Marcelo. Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 118881, 15 fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118881>.

CPRH, AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DE PERNAMBUCO. **Instrução Normativa CPRH Nº 07/2006, de 29 de dezembro de 2006**. 2006. Disciplina os procedimentos da CPRH referentes à aprovação da localização da Reserva Legal em propriedades e posses rurais; à autorização para supressão de vegetação e intervenção em Áreas de Preservação Permanente e à autorização para o desenvolvimento das atividades florestais no Estado de Pernambuco – Diário Oficial [do] Estado de Pernambuco, Recife, 2006.

DE QUEIROZ, Luciano Paganucci; CARDOSO, Domingos; FERNANDES, Moabe Ferreira; MORO, Marcelo Freire. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. *In*: SILVA, José Maria Cardoso da; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo (orgs.). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 23–63. DOI 10.1007/978-3-319-68339-3_2. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2. Acesso em: 2 jun. 2023.

FIGUEIRÔA, Joselma Maria de; PAREYN, Frans G.C.; ARAÚJO, Elcida de Lima; SILVA, Claudia Eugenio da; SANTOS, Venézio Felipe dos; CUTLER, David F.; BARACAT, Amelia; GASSON, Peter. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 229, n. 1, p. 294–303, 1 jul. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>.

GARIGLIO, Maria Auxiliadora; SAMPAIO, Everardo Valadares de Sá Barretto; CESTARO, Luis Antônio; KAGEYAMA, Paulo Yoshio. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. [S. l.]: Serviço Florestal Brasileiro - SFB, 2010. Disponível em: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/5140>. Acesso em: 2 jun. 2023.

LIMA, Tamires Leal de; DA SILVA, José Antônio Aleixo; LONGHI, Régis Villanova; GALLO, Ricardo; HAKAMADA, Rodrigo Eiji; DOS SANTOS, Mércia Virginia Ferreira; MARTÍNEZ MOLINA, Juan Ramón; HERRERA MACHUCA, Miguel Ángel; MUIR, James Pierre; FERREIRA, Rinaldo Luiz Caraciolo. Structure, survival, and species diversity in a tropical dry forest submitted to coppicing. **Forest Ecology and Management**, v. 501, p. 119700, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119700>.

LINS, Lays; SANTOS, David; LIRA, Renato; M. P. OLIVEIRA, Fernanda; WIRTH, Rainer; MENEZES, Tatiane; TABARELLI, Marcelo; LEAL, Inara R. Exotic goats do not affect the

seed bank but reduce seedling survival in a human-modified landscape of Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 522, p. 120491, out. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120491>.

LOPES, José Frédson Bezerra; ANDRADE, Eunice Maia De; PEREIRA, Erich Celestino Braga; CAMPOS, Diego Antunes; AQUINO, Deodato Do Nascimento. Cut cycles and soil carbon potential stocks in a managed forest in the Caatinga domain in Brazil. **Revista Caatinga**, v. 33, p. 735–745, 7 set. 2020. <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n317rc>.

LOPES, José Frédson Bezerra; LOPES, Fernando Bezerra; ARAÚJO, Isabel Cristina da Silva; PEREIRA, Erich Celestino Braga; BRANDÃO, Maria Letícia Stefany Monteiro; FEITOSA, Erialdo de Oliveira; LUNA, Nayara Rochelli de Sousa; SOUSA, Geocleber Gomes de; AMORIM, Aiala Vieira; IWATA, Bruna de Freitas; ANDRADE, Eunice Maia de. How forest management with clear-cutting affects the regeneration, diversity and structure of a seasonally dry tropical forest in Brazil. **Forests**, v. 14, n. 9, p. 1870, set. 2023. <https://doi.org/10.3390/f14091870>.

MEUNIER, Isabelle Maria Jacqueline; FERREIRA, Rinaldo Luiz Caraciolo; SILVA, José Antônio Aleixo da. O licenciamento de Planos de Manejo Florestal da Caatinga assegura sua sustentabilidade? **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 19 out. 2018. DOI 10.4336/2018.pfb.38e201701461. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1461>. Acesso em: 2 jun. 2023.

NOUTCHEU, Ronald; OLIVEIRA, Fernanda M.P.; WIRTH, Rainer; TABARELLI, Marcelo; LEAL, Inara R. Coppicing as a driver of plant resprouting and the regeneration of a Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 529, p. 120736, 1 fev. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120736>.

PAREYN, Frans G. C.; PEREIRA, Walter E.; SALCEDO, Ignacio H.; RIEGELHAUPT, Enrique M.; GOMES, Elmo C.; MENECHIELI, Humberto T. F.; SKUTSCH, Margaret. What controls post-harvest growth rates in the caatinga forest? **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 284, p. 107906, 15 abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107906>.

RIBEIRO, Elaine M. S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; SANTOS, Bráulio A.; TABARELLI, Marcelo; LEAL, Inara R. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>.

RIEGELHAUPT, Enrique Mario; PAREYN, Frans Germain Corneel; GARIGLIO, Maria Auxiliadora. O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga. In: GARIGLIO, Maria Auxiliadora; SAMPAIO, Everardo Valadares de Sá Barretto; CESTARO, Luis Antônio; KAGEYAMA, Paulo Yoshio (orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. v. 1, p. 349–367.

SILVA, José Maria Cardoso da; BARBOSA, Luis Cláudio Fernandes. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: SILVA, José Maria Cardoso da; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo (orgs.). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 359–368. DOI

10.1007/978-3-319-68339-3_13. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13. Acesso em: 2 jun. 2023.

SILVA GOMES, Ana Beatriz; BARROS, Maria Fabíola; VANDERLEI, Renato Soares; TABARELLI, Marcelo; DODONOV, Pavel. Plant vegetative propagation plays a considerable role in the regeneration following slash-and-burn agriculture in Caatinga dry forest. **Acta Oecologica**, v. 122, p. 103971, 1 jan. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2023.103971>.

STEGEN, James C.; SWENSON, Nathan G.; ENQUIST, Brian J.; WHITE, Ethan P.; PHILLIPS, Oliver L.; JØRGENSEN, Peter M.; WEISER, Michael D.; MONTEAGUDO MENDOZA, Abel; NÚÑEZ VARGAS, Percy. Variation in above-ground forest biomass across broad climatic gradients. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 5, p. 744–754, set. 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00645.x>.

TABARELLI, Marcelo; FILGUEIRAS, Bruno K. C.; RIBEIRO, Elâine M. S.; LOPES, Ariadna V.; LEAL, Inara R. Tropical Dry Forests. *In*: SCHEINER, Samuel M. (org.). **Encyclopedia of Biodiversity (Third Edition)**. Oxford: Academic Press, 2024. p. 294–312. DOI 10.1016/B978-0-12-822562-2.00090-6. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128225622000906>. Acesso em: 14 mar. 2024.

VANDERLEI, Renato Soares; BARROS, Maria Fabíola; DOMINGOS-MELO, Arthur; ALVES, Gilberto Dias; SILVA, Ana Beatriz; TABARELLI, Marcelo. Extensive clonal propagation and resprouting drive the regeneration of a Brazilian dry forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 37, n. 1 ed. 2021/05/10, p. 35–42, 2021. <https://doi.org/10.1017/S0266467421000079>.

VIEIRA, Daniel L. M.; SCARIOT, Aldicir. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11–20, mar. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>.

APÊNDICE A – DECLARAÇÃO SOBRE PLÁGIO

Eu, Rodrigo Ferraz Jardim Marques, autor da dissertação intitulada “IMPACTO DO MANEJO MADEIREIRO EM UMA FLORESTA SECA DE CAATINGA”, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Unidade Acadêmica de Serra Talhada da Universidade Federal Rural de Pernambuco, declaro que:

- O trabalho de pesquisa apresentada nesta dissertação, exceto onde especificado, representa uma pesquisa original desenvolvida por mim;
- Esta dissertação não contém material escrito ou dados de terceiros, de qualquer fonte bibliográfica, a menos que devidamente citada e referenciada no item “3. Referências bibliográficas”.

Serra Talhada-PE, 30 de julho de 2024.

Rodrigo Ferraz Jardim Marques