



GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ
UNIVERSIDADE REGIONAL DO CARIRI - URCA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
RECURSOS NATURAIS – PPGDR

ESTRUTURA E POTENCIAL DE ESTOQUE E SEQUESTRO DE CARBONO EM
REFÚGIO DE MATA ÚMIDA NA CHAPADA DO ARARIPE, NORDESTE DO
BRASIL

CRATO/CE

2022

ROBERTA MARIA ARRAIS BENÍCIO

**ESTRUTURA E POTENCIAL DE ESTOQUE E SEQUESTRO DE CARBONO EM
REFÚGIO DE MATA ÚMIDA NA CHAPADA DO ARARIPE, NORDESTE DO
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Recursos Naturais da Universidade Regional do Cariri-URCA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. João Tavares Calixto Junior.

Coorientadora: Profa. Dra. Karina Vieiralves Linhares.

CRATO – CE

2022

Roberta Maria Arrais Benício, autoriza a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha Catalográfica Serviço de Biblioteca e Documentação da URCA/Campus Pimenta
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Recursos Naturais - PPGDR
Dados fornecidos pela autora.

Benício, Roberta Maria Arrais

B467e ESTRUTURA E POTENCIAL DE ESTOQUE E SEQUESTRO DE CARBONO EM REFÚGIO DE MATA ÚMIDA NA CHAPADA DO ARARIPE, NORDESTE DO BRASIL / Roberta Maria Arrais Benício. Crato - CE, 2022.

91p. il.

Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Recursos Naturais da Universidade Regional do Cariri - URCA.

Orientador(a): Prof. Dr. João Tavares Calixto Junior

Coorientador(a): Prof.^a Dr.^a Karina Vieiralves Linhares

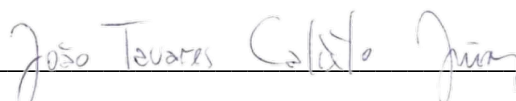
1.Estoque de Carbono, 2.Créditos de Carbono, 3.Mata Úmida, 4.Chapada do Araripe, 5.Fitossociologia; I.Título.

CDD:577

ESTRUTURA E POTENCIAL DE ESTOQUE E SEQUESTRO DE CARBONO EM REFÚGIO DE MATA ÚMIDA NA CHAPADA DO ARARIPE, NORDESTE DO BRASIL. Dissertação do Mestrado em Diversidade Biológica e Recursos Naturais apresentada à Universidade Regional do Cariri – URCA, para obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Recursos Naturais.

APROVADA EM: 30/Setembro/2022

BANCA EXAMINADORA



Dr. João Tavares Calixto Júnior (Orientador)

Universidade Regional do Cariri – URCA



Prof.^a Dr.^a Juliana Maria Oliveira Silva (Membro externo)

Universidade Regional do Cariri – URCA



Prof.^a Dr.^a Maria Arlene Pessoa da Silva (Membro interno)

Universidade Regional do Cariri – URCA

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Dr. João Tavares Calixto Júnior, pela grandiosa orientação e por todos os ensinamentos e dedicação profissional; sempre disponível para sanar dúvidas e auxiliar com ideias; pela paciência em me corrigir, quando necessário, sem nunca me desmotivar; pela amizade e por todas as contribuições para o meu crescimento pessoal e profissional.

À minha coorientadora, Dr. Karina Vieiralves Linhares, pela acolhida, pelos diálogos, companhia no campo, material de estudo.

A Weber Andrade de Girão Silva, responsável pela Associação de Pesquisas e Preservação de Ecossistemas Aquáticos (AQUASIS), agradeço pelo auxílio na coleta de dados, por toda sua paciência, tranquilidade ao nos receber e aos seus ensinamentos e dicas de trabalho no campo.

Sou grata ao corpo de Docentes do Programa de Mestrado em Diversidade Biológica e Recursos Naturais – PPGDR e aos meus Professores, por todos os ensinamentos nas disciplinas cursadas ao longo do curso de mestrado: Allysson Pontes, Maria Arlene Pessoa da Silva, Flaviana Jorge de Lima, Rayane Ribeiro, Waltécio de Oliveira Almeida, Luiz Marivando Barros, Carlos Eduardo Duarte Alencar, Drausio Honório, todas as disciplinas cursadas com vocês foram de grande importância.

Agradeço à Banca Examinadora de Qualificação e à Banca Examinadora de Defesa, por todas as considerações para tornar este estudo mais consistente.

Agradeço aos responsáveis dos laboratórios onde foram realizadas as análises, por tornar possível a realização das mesmas com toda atenção e suporte necessário. São eles: Leandro Marques Correia e Thiago Mielle Brito Ferreira Oliveira do Laboratório de Química da Universidade Federal do Cariri - UFCA, Rafael Gonçalves Tonucci do Laboratório da Embrapa Caprinos e Ovinos e Carlos Eamnuel de Carvalho Magalhães do Laboratório de Química da Universidade Estadual do Ceará – UECE.

Todo o trabalho de campo não teria seguido o curso com eficiência, sem a imensa contribuição de toda a equipe do LEFLORE – Laboratório da Flora Regional. Sou grata em especial a Sara Carolina de Oliveira, Arthur da Silva Nascimento, Maria Amanda Nobre

Lisboa e Leonardo Victor Alves da Silva, que me acompanharam sempre com responsabilidade científica, esforço, dedicação, alegria e satisfação.

Aos meus amigos do mestrado para a vida: Joice Layanne Guimarães Rodrigues, Walber Castro Gonçalves, Maria Renata Furtado e Márcio Pereira do Nascimento. Agradeço pelas trocas de informações, por compartilhar as alegrias, angústias, horas de almoço, cafés, vitórias e conquistas em cada processo das nossas pesquisas.

Agradeço a toda minha família e amigos que sempre me incentivaram a fazer o mestrado, acreditaram que esse momento seria possível com palavras e apoio me encorajando ao longo desse trajeto.

Aos meus pais e filhos por toda paciência, apoio, respeito e compreensão nos vários momentos que não me fiz presente para me dedicar aos estudos.

Em especial, agradeço ao meu esposo e companheiro Theogenes Benício Filgueiras, por me acompanhar em todas as coletas, pela eterna disposição em me ajudar, por me encorajar a prosseguir e finalizar com êxito, enfim, por viver cada momento intensamente ao meu lado.

RESUMO

Estudos sobre estrutura e estoque de carbono em ambientes florestais são importantes para indicar a qualidade ambiental dos ecossistemas e essenciais na discussão sobre manejo sustentável, servindo como estratégia para reduzir os níveis de CO₂ atmosférico. Nesse sentido, essa pesquisa teve como propósito quantificar a capacidade de sequestro e estocagem de carbono em um refúgio de mata úmida na Chapada do Araripe, sul do Ceará. Metodologia de estocagem e depois - Foram utilizadas 13 parcelas permanentes de 25x25m (0,8 ha), em que foram inventariados todos os indivíduos com DAP \geq 5 cm, observando-se altura total. Foi avaliado também o potencial da área na participação em projetos de pagamentos por serviços ambientais (PSA) pela assimilação e armazenamento de carbono na biomassa da floresta. Coletores de serrapilheira foram instalados na área para determinação do teor de C em três componentes (folhas, galhos e miscelânea) a fim de relacionar a sua produção com variáveis climáticas (umidade, temperatura e pluviosidade). Foram encontradas 66 espécies distribuídas em 34 famílias, num total de 1.544 indivíduos com DA=1.997,30 ind.ha⁻¹ e AB=32,618 m²ha⁻¹. Fabaceae (25,75%) e Myrtaceae (6%) apresentaram maior número de espécies e *Brosimum gaudichaudii* apresentou maior IVI. O índice de Shannon (H') foi 3,13 e a equabilidade de Pielou (J') foi 0,75. A diversidade beta, comparada com outras áreas de mata úmida (*core* e *disjuntas*) foi considerada alta e a estatística apontou maior similaridade com área da mesorregião da mata pernambucana. Estes resultados (estrutura fitossociológica e diversidades alfa e beta) permitem caracterizar a área como um refúgio vegetacional de mata úmida, corroborando com a teoria dos refúgios e evidenciam forte penetração de espécies da vegetação seca circundante (cerradão, cerrado, caatinga/carrasco) enfatizando a atuação de impulsos climáticos ocorridos no Quaternário e apontando para a necessidade de estratégias de conservação. A partir do teor médio de carbono de cada componente da serrapilheira e do volume de madeira estocado na floresta, observou-se que o fragmento apresenta 27,14 t.ha⁻¹ de carbono estocado em sua biomassa viva, com um incremento anual de 1,26 t.ha⁻¹ ano⁻¹. A média anual dos componentes da serrapilheira foi de 5,47 t.ha⁻¹ ano⁻¹, com teor médio dos componentes de 50% (55,59 t.ha⁻¹) apresentando massa de carbono acumulado de 2,73 t.ha⁻¹. Dos três compartimentos estudados, apenas o componente folhas apresentou correlação significativa com alguma variável climática (pluviosidade). Com base em valores pagos pela tonelada de carbono sequestrado, conclui-se que a área pode receber 2.583,79 €.ha⁻¹ caso participe de programa de pagamento por sequestro e estocagem de carbono, servindo este valor de incentivo para a conservação da biodiversidade, promovendo amplo benefício ambiental e vantagens financeiras em relação a outras formas de uso da terra.

Palavras-chave: Fitossociologia; Estoque de Carbono; Refúgio de Mata Úmida; PSA; Biomassa.

ABSTRACT

Studies on carbon structure and stock in forest environments are important to indicate the environmental quality of ecosystems and essential in the discussion on sustainable management, serving as a strategy to reduce atmospheric CO₂ levels. In this sense, this research aimed to quantify the carbon sequestration and storage capacity in a humid forest refuge in Chapada do Araripe, southern Ceará. Storage methodology and after - 13 permanent plots of 25x25m (0.8 ha) were used, in which all individuals with DBH \geq 5 cm were inventoried, observing total height. The potential of the area to participate in payment for environmental services (PES) projects for the assimilation and storage of carbon in forest biomass was also evaluated. Litter collectors were installed in the area to determine the C content in three components (leaves, branches and miscellaneous) in order to relate their production to climatic variables (humidity, temperature and rainfall). We found 66 species distributed in 34 families, in a total of 1,544 individuals with DA=1,997.30 ind.ha⁻¹ and AB=32.618 m²ha⁻¹. Fabaceae (25.75%) and Myrtaceae (6%) had the highest number of species and *Brosimum gaudichaudii* had the highest IVI. The Shannon index (H') was 3.13 and the Pielou equability (J') was 0.75. The beta diversity, compared with other areas of humid forest (core and disjunct) was considered high and the statistics showed greater similarity with the area of the mesoregion of the Pernambuco forest. These results (phytosociological structure and alpha and beta diversities) allow characterizing the area as a vegetational refuge of humid forest, corroborating the refuge theory and showing strong penetration of species from the surrounding dry vegetation (cerradão, cerrado, caatinga/carrasco) emphasizing the action of climatic impulses that occurred in the Quaternary and pointing to the need for conservation strategies. From the average carbon content of each litter component and the volume of wood stored in the forest, it was observed that the fragment has 27.14 t.ha⁻¹ of carbon stored in its living biomass, with an annual increment of 1.26 t.ha⁻¹ year⁻¹. The annual average of the litter components was 5.47 t.ha⁻¹ year⁻¹, with an average content of the components of 50% (55.59 t.ha⁻¹) with an accumulated carbon mass of 2.73 t.ha⁻¹. Of the three studied compartments, only the leaves component showed a significant correlation with some climatic variable (rainfall). Based on amounts paid per ton of carbon sequestered, it can be concluded that the area can receive €2,583.79.ha⁻¹ if it participates in a program of payment for carbon sequestration and storage, this value serving as an incentive for the conservation of biodiversity, promoting broad environmental benefit and financial advantages over other forms of land use.

Keywords: Phytosociology; Carbon Stock; Humid Forest Refuge; PSA; Biomass.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	9
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	11
1. INTRODUÇÃO	13
2. MÉTODOS.....	17
2.1 Área de estudo.....	17
2.2 Coleta e tratamento de dados	18
2.3 Suficiência amostral	20
2.4 Distribuições Diamétrica e Hipsométrica.....	20
2.5 Análise fitossociológica.....	20
2.5.1 Densidade	21
2.5.2 Densidade absoluta (DA)	21
2.5.3 Densidade Relativa (DR)	21
2.5.4 Dominância Absoluta (DoA)	21
2.5.5 Dominância Relativa (DoR).....	22
2.5.6 Frequência	22
2.5.7 Frequência absoluta (FA)	22
2.5.8 Frequência Relativa (FR)	23
2.5.9 Índice de Valor de Importância (IVI).....	23
2.6 Diversidade alfa	23
2.6.1 Índice de Shannon-Wiener (H')	23
2.6.2 Simpson (C).....	24
2.6.3 Equabilidade de Pielou (J')	24
2.6.4 Jaccard (S_i)	25
2.6.5 Sorensen (S_s)	25
2.7 Análise de similaridade (diversidade beta)	25
2.8 Variáveis Climáticas.....	26

2.9 Deposição de serrapilheira.....	27
2.10 Quantificação do Carbono.....	29
2.10.1 Incremento Periódico Anual – IPA	29
2.10.2 Biomassa da floresta em pé.....	29
2.10.3 Análise química do Teor de Carbono Orgânico – Analisador Elementar.....	29
2.11 Valor do Estoque de C	30
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
CAPÍTULO 1 Um refúgio de Mata Úmida no interior do Nordeste brasileiro: estrutura e diversidades alfa e beta	36
CAPÍTULO 2 Carbon stock and sequestration potential in a humid forest refuge in Brazilian semiarid	56
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	86

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1: Parâmetros fitossociológicos do fragmento de Mata Úmida, Chapada do Araripe, Crato – Ceará, Nordeste do Brasil.....44
- Tabela 2: Similaridade da matriz Jaccard para oito áreas florestais de Mata Úmida em diferentes regiões do Brasil.....49
- Tabela 3: Variáveis florístico/ambientais entre oito áreas de fragmentos florestais localizadas no Nordeste, Sul e Sudeste do Brasil.....49

CAPÍTULO 2

- Tabela 1: Total deposition of senescent litter in kg ha^{-1} collected in a sedimentary basin humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....65
- Tabela 2: Values of climatic variables (temperature, humidity and precipitation) during the period from February 2021 to January 2022, in a refuge of sedimentary basin humid forest in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....67
- Tabela 3: Correlation values of litter production with climatic variables (temperature, humidity and precipitation) during the period from February 2021 to January 2022, in a refuge of sedimentary basin humid forest in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....71
- Tabela 4: Values of mean diameter, basal area, volume, live biomass, stored carbon and annual periodic increment (IPA) found in a sedimentary basin humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil, between 2021 and 2022...72
- Tabela 5: Average annual values of biomass, carbon stock and aerial CO_2 stock found in a sedimentary basin humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....73

Tabela 6: Mean values of litter mass, carbon content and mass accumulated in a Dense Ombrophilous Forest refuge (sedimentary basin humid forest) in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....	74
--	----

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo. Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil.....	17
Figura 2. Demarcação das parcelas na área de estudo: Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil. A- Demarcação do limite da parcela e B- Uso da fita métrica para medir o tamanho das parcelas.....	18
Figura 3. Mensurando os indivíduos nas parcelas de acordo com o critério de inclusão, no Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil. A- Medindo DAP e altura, B- Identificação etiquetado e C- Material coletado para identificação botânica.....	19
Figura 4. Estação meteorológica instalada no Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil.....	26
Figura 5. Coleta da serrapilheira senescente no Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil. A- Coletor de serrapilheira, B- Coleta do material senescente, C- Material separado em frações (folhas, galhos e miscelânea), D- Material em estufa a 60°C, E- Identificação e armazenamento do material para análise química.....	28

CAPÍTULO 1

Figura 1: Localização geográfica da área de estudo - enclave de Mata Úmida na RPPN Oásis Araripe, Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil.....	39
Figura 2: Distribuição de indivíduos por classe de diâmetro em um fragmento de Mata Úmida na Chapada do Araripe, Crato – Ceará.....	47
Figura 3: Distribuição de indivíduos por classe de altura em um fragmento de Mata Úmida na Chapada do Araripe, Crato – Ceará, Nordeste do Brasil.....	48

Figura 4: Dendrograma gerado pelo índice de similaridade de Jaccard entre oito áreas de Fragmentos Florestais no Nordeste, Sul e Sudeste do Brasil51

CAPÍTULO 2

Figura 1: Geographic location of the area of study. Sedimentary basin humid forest refuge at Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....61

Figura 2: Contribution of senescent litter against climatic variables (temperature, humidity and precipitation) in the period from February 2021 to January 2022 in a sedimentary humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....68

Figura 3: Values of climatic variables (temperature, humidity and precipitation) and contribution of senescent litter in the leaves, branches and miscellaneous compartments, during the period from February 2021 to January 2022, in a relict of humid forest of the sedimentary basin in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.....69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	Área basal
Ac	Área do coletor
AE	Analisador Elementar
C	Carbono
C	Índice de Simpson
CO ₂	Dióxido de Carbono
d	Diâmetro de cada indivíduo
D	Densidade
DA	Densidade absoluta
Do	Dominância
DoA	Dominância absoluta
DoE	Dominância relativa
DR	Densidade relativa
F	Frequência
Fai	Frequência absoluta de uma espécie
FA	Frequência absoluta
FR	Frequência relativa
GEE	Gases de Efeito Estufa
H	Hidrogênio
H'	Índice de Diversidade de Shannon-Wieaner
<i>ln</i>	Logaritmo de base neperiana
ind.ha ⁻¹	Indivíduos por unidade de área
IPA	Incremento Periódico Anual
IVC	Índice de Valor de Cobertura
IVI	Índice de Valor de Importância
J'	Índice de Equabilidade
LEFLORE	Laboratório da Flora Regional
m ² ha ⁻¹	Metros quadrado por unidade de área
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
n	Número de indivíduos
N	Nitrogênio

<i>N</i>	Número total de indivíduos amostrados
<i>N_i</i>	Número de indivíduos amostrados da <i>i</i> -ésima espécie
<i>O</i>	Oxigênio
ONU	Organização das Nações Unidas
<i>P</i>	Número total de parcelas amostradas
<i>P_i</i>	Número de parcelas que a espécie ocorre
PNPSA	Política Nacional de Pagamento por Serviço Ambiental
PMS	Produção mensal de serrapilheira
PS	Produção de serrapilheira
PSA	Pagamentos por Serviços Ambientais
REDD	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Nacional
RL	Reserva Legal
<i>S</i>	Enxofre
<i>S</i>	Número de espécies amostradas
SE	Serviços Ecossistêmicos
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
TIR	Taxa Interna de Retorno
<i>t</i> .ha ⁻¹	Tonelada por área ao ano

1. INTRODUÇÃO

Definida e aceita mundialmente como o estudo das comunidades vegetais sob o ponto de vista florístico, corológico, histórico e ecológico, a fitossociologia configura-se como ferramenta imprescindível para a determinação das espécies florísticas (CHAVES *et al.*, 2013; BULHÕES *et al.*, 2015). Rodrigues e Gandolfi (1998) a definem como o ramo da Ecologia Vegetal que busca estudar, descrever e compreender a associação existente entre as espécies vegetais na comunidade, caracterizando as unidades fitogeográficas. Conforme Martins (1989), possui estreita relação com a fitogeografia, e como ciência florestal, apoia-se na taxonomia vegetal, distinguindo-se do estudo florístico por ser quantitativo da composição vegetal.

Os levantamentos fitossociológicos permitem a caracterização arbórea, fornecem dados quanto à distribuição de espécies, à dinâmica da comunidade florestal e às diferenças de estruturas entre áreas próximas ou distantes (MORO; MARTINS, 2011; MARTINS; BAUCHPIESS; ARAÚJO, 2020). Com maior enfoque nos estudos do comportamento arbóreo, a caracterização fitossociológica das florestas é feita a partir de vários parâmetros fitossociológicos (MÜELLER-DOMBOIS; ELLEMBERG, 1974) relacionados a fatores bióticos, edáficos e climáticos, resultando nas distintas classificações ecológicas.

Para a caracterização de uma comunidade, é necessária uma avaliação da estrutura vertical, fornecendo informações sobre o estágio sucessional da área estudada (CALLEGARO *et al.*, 2012) e horizontal, quantificando a participação das espécies e o padrão de distribuição espacial na composição vegetal (densidade, dominância, frequência, valor de importância e valor de cobertura) (FELFILI *et al.*, 2011).

Devido ao crescimento vigoroso das árvores nos trópicos, a conservação e desenvolvimento de plantações florestais apresentam-se como uma forma eficiente para sequestrar o excesso de CO₂, uma vez que o carbono é utilizado para formar a parte lenhosa. (REZENDE; OLIVEIRA, 2000).

Na região do Cariri, sul do Estado do Ceará, a Chapada do Araripe configura um espaço de exceção à semiaridez, apresentando uma disposição topográfica privilegiada pela altitude que varia entre 800 a 950 m e disponibilidade hídrica que favorece um melhor aporte de umidade (ALCÂNTARA *et al.*, 2020).

As variações altimétricas e a exposição aos ventos úmidos são fatores contribuintes à diversidade da flora nativa, resultando em uma diversidade fisionômica (SOUZA; SILVA;

LOIOLA, 2021). As serras úmidas representam ambientes de grande importância biológica, com heranças naturais repletas de singularidades (FAJARDO; TIMOFEICZYK JUNIOR, 2015). A Chapada do Araripe possui uma sequência de rica diversidade nas formações vegetais: a mata úmida que contorna as bordas mais chuvosas, o carrasco nas áreas mais deprimidas na posição central do planalto e áreas de transição entre carrasco e cerrado (SILVA NETO, 2013; LIMA; MARÇAL; CORREA, 2021), formando enclaves de Cerrados e de Matas com refúgios de veredas na vertente norte (GUERRA, 2020), configurada em uma ecorregião subúmida de elevado interesse para a preservação ambiental.

A queima de combustíveis fósseis e as mudanças no uso da terra, como o desmatamento e as queimadas são ações impostas pelo homem, aumentam a concentração de dióxido de carbono (CO₂) e implicam na capacidade da atmosfera em reter o calor, ocasionando altas temperaturas no planeta (SILVA; MOURA, 2021). Nas últimas dezenas de milhares de anos, as concentrações de CO₂ e a temperatura da atmosfera vêm variando simultaneamente, esse fato corrobora a preocupação do aumento da concentração de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera provocando mudanças no clima (REISCH, 2021).

As florestas funcionam como reservatórios de carbono, atuante no ciclo do carbono por meio da assimilação e estocagem, desempenham um papel fundamental na mitigação das mudanças climáticas com 80% do teor de carbono estocado na vegetação e 20% no solo (ALVES; DINIZ, 2020). A redução das florestas tropicais pelo mundo vem gerando uma perda significativa dos serviços ecossistêmicos, o que compromete o fornecimento de água, regulação climática e conservação da biodiversidade. O mecanismo *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* (REDD) é um importante incentivo para a redução das emissões oriundas de desmatamento e degradação florestal, beneficiando quem evita a emissão de carbono (REISCH, 2021).

O acúmulo de carbono é calculado pela quantificação do estoque de biomassa nos diferentes compartimentos do vegetal, uma vez que as espécies vegetais armazenam carbono em quantidades e partes diferentes das plantas. A medida da biomassa é um útil instrumento na avaliação de ecossistemas, constituída por carbono e nutrientes em suas concentrações, variando de acordo com diversos fatores como espécie, condições edafoclimáticas, fase de desenvolvimento, estado nutricional e parte do vegetal (COLLALTI *et al.*, 2019; APONTE *et al.*, 2020).

Incorporados ao conceito de economia sustentável, os Serviços Ecossistêmicos (SE) proporcionam bem-estar humano ao mesmo tempo em que protegem o meio ambiente,

derivam de processos biogeográficos e atuam como um instrumento de conservação ambiental (SINISGALLI; SOUSA, 2020). Os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) surgem como um instrumento de mercado com intuito de viabilizar a proteção ambiental através da precificação dos SE. A compensação pode ser feita com dinheiro, isenção de impostos de crédito diferenciado e outros (GODECKE; HUPFFER; CHAVES 2014; CARNEIRO E SOUSA, 2020).

Em muitos países, o PSA está incluso em suas políticas públicas, conciliando desenvolvimento econômico com o ambiental. No Brasil, o PSA vem ganhando lugar nas políticas públicas, inicialmente com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12651/2012) conhecida como Novo Código Florestal, instituiu formalmente o programa na Legislação Federal Brasileira, de forma extensiva para o território brasileiro, onde as atividades de conservação e manutenção dos ecossistemas que garantem o fluxo contínuo dos serviços são retribuídas, baseados no princípio “provedor-pagador” (BRASIL, 2012; CHECHI BOSCARDIN; OLIVEIRA, 2019). No entanto, só após 10 anos de argumentação e apresentação de projetos de Lei no Congresso Nacional, o governo federal sancionou a Política Nacional de Pagamento por Serviço Ambiental (PNPSA), por meio da Lei de nº 14119/2021 (BRASIL, 2021) que configura um grande avanço para o desenvolvimento sustentável do país, onde proporciona um alinhamento entre os setores dos serviços ecossistêmicos, principalmente as voltadas para a agricultura e o meio ambiente.

Frente à problemática gerada a partir da degradação das florestas tropicais e, consequente perda de biodiversidade, compreende-se aqui a relevância de estudos da estrutura fitossociológica florestal, pois através destes é possível estimar parâmetros biofísicos como biomassa, volume de madeira, estoque e sequestro de carbono florestal. Esses valores estimados são substanciais para avaliar o potencial da Chapada do Araripe quanto à redução de emissões de carbono nas práticas de conservação de refúgios de mata úmida, restauração de áreas degradadas, proteção e conservação da biodiversidade local, como também para determinar o faturamento obtido com a venda de créditos de carbono, corroborando com a inclusão destas em projetos de PSA, uma vez que o avanço do desmatamento nas áreas florestais da Chapada do Araripe pode se tornar um grande problema para a conservação da biodiversidade e do estoque de carbono.

Diante do exposto, este estudo tem como objetivo avaliar o potencial de estocagem e sequestro de carbono de um fragmento de mata úmida na Chapada do Araripe no Sul do

Ceará, a partir do estudo da sua estrutura fitossociológica, quantificação da biomassa e análise química do teor de carbono da serrapilheira coletada mensalmente.

A inserção de projetos de PSA na região contribuirá como mecanismo em busca de desacelerar o desmatamento em prol de mitigar os efeitos das emissões de GEE na atmosfera e otimizar os serviços ecossistêmicos que proporcionam benefícios nos componentes de bem-estar humano. Para tanto, esta pesquisa encontra-se organizada em duas seções principais. A primeira é um artigo intitulado: “Um refúgio de mata úmida no interior do Nordeste brasileiro: estrutura e diversidades alfa e beta”, submetido ao periódico *Ciência Florestal*, com o intuito de analisar a estrutura fitossociológica, evidenciando a necessidade de conservação deste remanescente com a expansão de Unidades de Conservação e subsidiando a elaboração de planos de manejo destas e de futuras áreas protegidas. Como estudo pioneiro na região, a segunda é o artigo intitulado: “Potencial de Sequestro de Carbono em refúgio de Mata Úmida na Chapada do Araripe, Nordeste do Brasil”, submetido ao periódico *Environmental Development* onde a partir dos dados fitossociológicos, quantitativo de serrapilheira senescente e análise química, foi avaliado o potencial de sequestro e estocagem de CO₂ da fitofisionomia em estudo, fundamental na análise de variáveis financeiras quanto a investimentos em projetos de carbono florestal.

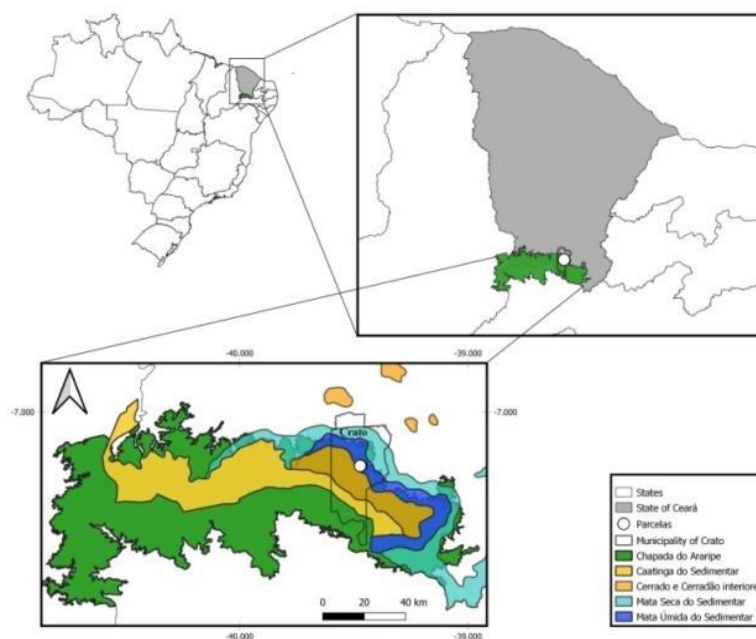
2. MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em um refúgio de município de Crato, sul do estado do Ceará (7° 13' 55.09" S; 39° 27' 56.12" O; 708.36 m de altitude), em área de Mata Úmida (MORO *et al.*, 2015), localizada na Reserva Particular do Patrimônio Nacional - RPPN Oásis Araripe (Figura 1). Esta propriedade é administrada pela Associação de Pesquisas e Preservação de Ecossistemas Aquáticos, responsável por ações de conservação em prol do pássaro soldadinho-do-araripe (*Antilophia bokermanni*).

O histórico de intervenção na área aponta para uso agropastoril há aproximadamente 50 anos. A Reserva Oásis Araripe tem área de cerca de 66 hectares, cujos 50 ha fazem parte da Reserva de Patrimônio Natural (RPPN) que foi criada em 20 de março de 2015 pela Lei nº 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e está localizada na zona de entorno da Floresta Nacional do Araripe – FLONA.

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo. Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil.



O solo predominante é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) com textura de média a argilosa e permeável à chuva (EMBRAPA, 2018) e o clima da região conforme a classificação de Köppen é do tipo As (ÁLVARES *et al.*, 2013). A área possui características do clima tropical chuvoso, marcado por duas estações bem definidas: uma chuvosa, que se

estende de dezembro a abril, e uma seca, de maio a novembro, apesar da natureza transitória do clima semiárido do Nordeste do Brasil (BSw). A precipitação média mensal no período chuvoso é de 1.033 mm (INMET, 2021) e a média anual de temperatura é de 24°C (FUNCEME, 2021).

2.2 Coleta e tratamento de dados

O inventário florestal foi realizado em um fragmento de mata úmida distante 6 km da zona urbana, em um processo de amostragem sistemática, seguindo a metodologia proposta por Mueller-Dumbois e Ellenberg (1974). Foram plotadas 13 parcelas permanentes medindo 625 m² (25 m x 25 m), com distância de aproximadamente 25 m, demarcadas com estacas de um metro de altura, visando o monitoramento da comunidade durante o período de estudo correspondente a fevereiro/2021 a janeiro/2022 e para futuras pesquisas desenvolvidas na área.

Figura 2. Demarcação das parcelas na área de estudo: Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil. A- Demarcação do limite da parcela e B- Uso da fita métrica para medir o tamanho das parcelas.



Fonte: Acervo da autora, 2021.

Foram mensuradas todas as árvores e arbustos vivos com DAP (diâmetro da altura do peito) \geq 5 cm (FÁVARO *et al.*, 2021), assim como medidas as alturas totais. A medida do

DAP foi realizada com suta e a altura total com haste telescópica graduada. Quando os indivíduos apresentavam brotos secundários foi medido aquele com maior diâmetro, atendendo aos critérios de inclusão, conforme Rodal (1992). Todas as parcelas foram identificadas com estacas de madeira e placas de zinco com identificação do número da parcela e todas as árvores e arbustos dentro das parcelas que obedeceram ao critério de inclusão foram enumeradas sequencialmente com placas de zinco presa com arame galvanizado à árvore para estudos permanentes.

A identificação botânica foi realizada a partir da coleta dos ramos férteis dos indivíduos com período de floração e em seguida, herborizado e incorporado ao acervo Herbário Caririense Dárdano de Andrade-Lima (HCDAL) da Universidade Regional do Cariri – URCA. As identificações foram realizadas por comparação com material previamente identificado existente no herbário e confirmadas através de literatura especializada.

De forma *on-line*, consultas foram realizadas em bases de dados da plataforma REFLORA, Lista de Espécies Flora e Funga do Brasil (2021) para validação dos nomes das espécies, exclusão de sinonímias e correto uso da grafia e autoria das espécies. A lista florística foi ordenada de forma alfabética por família e fundamentada no Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016).

Figura 3. Mensurando os indivíduos nas parcelas de acordo com o critério de inclusão, no Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil. A-Medindo DAP e altura, B- Identificação etiquetado e C-Material coletado para identificação botânica.



Fonte: Acervo da autora, 2021.

2.3 Suficiência amostral

A suficiência amostral foi avaliada pelo erro padrão e intervalo de confiança com nível de significância de 5%. Foi realizado o cálculo do erro de amostragem, considerando um limite de 10% a 95% de probabilidade (FELFILI; REZENDE, 2003). Foi elaborada a curva do aumento do número de espécies em relação ao número de parcelas de acordo com Müeller Dombois & Elleberg (1974). Segundo os autores Leps e Stursa (1989) a curva da espécie área é um método eficiente para descrever a riqueza de espécies de uma comunidade.

2.4 Distribuições Diamétrica e Hipsométrica

A medida de diâmetro, variável dendrométrica utilizada em inventários florestais, possui uma boa correlação com demais variáveis como volume, área basal e altura (PLÁCIDO *et al.*, 2004; MACHADO *et al.*, 2019). O número de classes de diâmetro foi calculado de acordo com Spiegel (2006), para minimizar o número de classes sem representação.

$$IC = A/NC$$

Onde:

IC – é o intervalo de classe;

A – é a amplitude (diâmetro máximo – diâmetro mínimo);

NC – é o número de classes.

O intervalo de classes foi considerado neste estudo a cada 5 cm de diâmetro.

Para a análise da estrutura hipsométrica, foi gerado um gráfico com número de indivíduos por centro de classe de altura, com amplitude de 5 m e início da primeira classe 2m.

2.5 Análise fitossociológica

Os levantamentos fitossociológicos permitem a caracterização arbórea, fornecem dados quanto à distribuição de espécies e às diferenças de estruturas entre áreas próximas ou distantes (MORO; MARTINS, 2011; MARTINS; BAUCHPIESS; ARAÚJO, 2020). Para a caracterização de uma comunidade, é necessária uma avaliação da estrutura vertical, fornecendo informações sobre o estágio sucessional da área estudada e horizontal, quantificando a participação das espécies e o padrão de distribuição espacial na composição

vegetal (densidade, dominância, frequência, valor de importância e valor de cobertura) (FELFILI *et al.*, 2002).

Para a obtenção dos parâmetros fitossociológicos utilizou-se o *software* Mata Nativa 2 que possibilitou a análise de parâmetros gerais da comunidade: densidade total, área basal, alturas e diâmetros; e parâmetros relativos às espécies: densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI).

2.5.1 Densidade

Refere-se ao grau de participação das diferentes espécies identificadas na comunidade vegetal.

2.5.2 Densidade absoluta (DA)

Refere-se ao número de indivíduos (n) de uma espécie por unidade de área.

$$DA = \left(\frac{ni}{N} \right) \cdot DTA$$

Onde:

DA – Densidade Absoluta (n/área), que neste estudo é 1 hectare;

ni – número de indivíduos de uma espécie;

N – número total de indivíduos na amostragem;

DTA (densidade total por área) – 10.000m^2 (=1 ha)/(distância média entre árvores)².

2.5.3 Densidade Relativa (DR)

Porcentagem do número de indivíduos e uma espécie em relação ao número total de indivíduos amostrados.

$$DR = \left(\frac{n}{N} \right) \cdot 100(\%)$$

Onde:

DR – Densidade Relativa (%);

N – total de indivíduos de todas as espécies.

2.5.4 Dominância Absoluta (DoA)

Área basal de uma espécie por unidade de área.

$$\text{DoA} = \frac{\text{AB}}{\text{área}}$$

Onde:

DoA – Dominância Absoluta (cm²/ha);

AB – Total da área basal da espécie (cm²/ha);

Sabendo que: $\text{AB} = (\pi/4) \cdot \text{DAP}^2$;

DAP – em cm.

2.5.5 Dominância Relativa (DoR)

Porcentagem da área basal de uma espécie em relação à área basal total dos indivíduos amostrados.

$$\text{DoR} = \left(\frac{\text{AB}_i}{\text{AB}_t} \right) \times 100(\%)$$

Onde:

DoR – Dominância Relativa (%);

AB_i – Total da área basal da espécie i (cm²/ha);

AB_t – Total da área basal de todas as espécies (cm²/ha).

2.5.6 Frequência

É dada pela probabilidade de se encontrar uma espécie numa unidade de amostragem e o seu valor estimado indica o número de vezes que a espécie ocorre, num dado número de amostra.

2.5.7 Frequência absoluta (FA)

Porcentagem do número de parcelas em que determinada espécie ocorreu e o número total de parcelas amostradas.

$$\text{FA} = \left(\frac{\text{P}_i}{\text{P}} \right) \times 100(\%)$$

Onde:

FA – Frequência Absoluta (%);

P_i – % de pontos de amostragem em que ocorre uma espécie i;

P – número total de parcelas.

2.5.8 Frequência Relativa (FR)

Valor percentual de uma espécie em relação ao somatório das frequências absolutas de todas as espécies.

$$FRi = \frac{FAi}{\sum_{i=1}^P FAi} \times 100$$

Onde:

FAi – Frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

FRi – Frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

P – número de espécies amostradas.

2.5.9 Índice de Valor de Importância (IVI)

Expressa a importância ecológica da espécie no ambiente em razão dos valores relativos de densidade, dominância e frequência.

$$IVI = DRi + DoRi + FRi$$

Onde:

DRi – densidade relativa (%) da i-ésima espécie;

DoRi – dominância relativa (%) a i-ésima espécie;

FAi – frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

FRi – frequência relativa (%) da i-ésima espécie.

2.6 Diversidade alfa

Para análise da diversidade alfa (abundância e número das espécies na comunidade) foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), em base logarítmica neperiana e o índice de concentração de Simpson (C'). O Índice de equabilidade de Pielou (J') também foi avaliado, permitindo representar a uniformidade da distribuição de indivíduos entre todas as espécies existentes (MAGURRAN; HENDERSON, 2012). Foi aplicado o teste T de Student para verificar o grau de significância entre as médias com o erro de aceitação de no máximo 0,05 (5%).

Foram analisados conforme as seguintes fórmulas:

2.6.1 Índice de Shannon-Wiener (H')

Quanto maior o valor de H, maior a diversidade florística, essa expressa a riqueza e a uniformidade.

$$H' = \frac{[N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i)]}{N}$$

Em que:

H' – Índice de Shannon-Wiener;

N – número total de indivíduos amostrados;

n_i – número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie;

S – número de espécies amostradas;

\ln – logaritmo de base neperiana.

2.6.2 Simpson (C)

$$C = \sum \left[\frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)} \right]$$

Em que:

l – é a medida de dominância;

C – índice de dominância de Simpson;

n_i – número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie;

N – número total de indivíduos amostrados;

S – número de espécies amostradas.

2.6.3 Equabilidade de Pielou (J')

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Em que:

J' – índice de Equabilidade de Pielou;

$H'_{max} = \ln(S)$ = diversidade máxima;

S – número de espécies amostradas = riqueza.

Os coeficientes de Sorensen e Jaccard são aplicados a dados qualitativos para avaliar a similaridade ou dissimilaridade entre as amostras ou parcelas de vegetação, para a comparação da composição de espécies em locais distintos, dados de presença, ausência, riqueza e diferença (CARVALHO; CARDOSO; GOMES, 2012; LEGENDRE, 2014).

Segundo Podani, Ricotta, Schmera (2013) e Legendre (2014), os índices Sorensen e Jaccard apresentaram versões baseadas em abundância e estendida à dissimilaridade funcional e filogenética, sendo:

2.6.4 Jaccard (S_j)

$$S_j = \frac{a}{a+b+c}$$

Onde:

S_j – Coeficiente de Jaccard;

a – Número de espécies presentes somente na amostra a ;

b – Número de espécies presentes somente na amostra b ;

c – Número de espécies comum em ambos.

2.6.5 Sorensen (S_s)

$$S_s = \frac{2a}{2a+b+c}$$

Onde:

S_s – Coeficiente de Sorensen;

a – Número de espécies presentes somente na amostra a ;

b – Número de espécies presentes somente na amostra b ;

c – Número de espécies comum em ambos.

2.7 Análise de similaridade (diversidade beta)

Com o objetivo de identificar a similaridade florística da área estudada com outros levantamentos realizados em áreas de Mata Úmida (disjuntas ou Mata Atlântica Litorânea) foi elaborada uma matriz de presença/ausência de espécies citadas em outros sete levantamentos realizados em cinco Estados brasileiros: Estevan, Vieira, Gorenstein (2016), em Londrina, Paraná; Paula, *et al.* (2021) em Vitória da Conquista, Bahia; Miranda *et al.* (2019), no município de Pinheiral, Rio de Janeiro; Costa Júnior *et al.* (2008), em área de Floresta Ombrófila Densa em Catende, Pernambuco; Batista *et al.* (2012), no município de Moreno, Pernambuco; Carvalho, Braga, Nascimento (2007) em Rio Bonito, Rio de Janeiro, e Cunha e Silva-Junior (2018) no Parque Estadual do Pico do Jabre, entre os municípios de Maturéia e Mãe D'água, no estado da Paraíba.

A comparação foi realizada por meio do índice de similaridade de Jaccard (J') que expressa a semelhança entre os ambientes baseando-se no número de espécies comuns. A matriz de similaridade florística resultante foi utilizada na análise de agrupamentos pelo método de médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) e pela geração de um dendrograma, utilizando-se a distância euclidiana como medida de dissimilaridade, através do *software* PAST v. 3.23 1999-2019.

2.8 Variáveis Climáticas

Para avaliar a influência do clima na deposição de serapilheira, foi instalada na sede da RPPN Oásis Araripe, uma Estação Meteorológica Digital Completa – HM-1080, onde os dados referentes à temperatura, umidade e precipitação eram coletados mensalmente. Os resultados foram analisados através do modelo de regressão não linear das curvas, por ANOVA em duas vias, seguindo o teste de Tukey, além da correlação de Pearson (r) para analisar a influência de cada variável na produção de serapilheira nos compartimentos folhas, galhos e miscelânea. Para tais análise, foi utilizado o software GramPad Prisma 7.00, considerando-se $p < 0.01$ as correções são significativas.

Figura 4. Estação meteorológica instalada no Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil.



Fonte: Acervo da autora, 2021.

2.9 Deposição de serrapilheira

Entre as parcelas, foram instalados cinco coletores de serrapilheira com diâmetro de 1m², equidistantes 50 m no sentido norte-sul. Os coletores foram confeccionados com arame 5/8 sustentados por vergalhão de ferro galvanizado de 1½ polegadas e arames, suspensos a um metro do nível do solo e envolvidos por duas camadas de tecido do tipo filó para impedir a perda do material de menor dimensão e permitir a passagem da água da chuva.

A coleta do material senescente acumulado nos coletores ocorreu mensalmente durante o período de um ano (fevereiro de 2021 a janeiro de 2022). O material coletado foi embalado em sacos plásticos identificados e transportados para o Laboratório de Estudos da Flora Regional do Cariri – LEFLORE, da Universidade Regional do Cariri – URCA, para posterior separação por compartimentos: folhas, caules e miscelânea (flores, frutos, sementes, excrementos, insetos, etc.). As frações foram pesadas em balança digital com três casas decimais e mantidas em estufa a 60° C até que o material atingisse massa constante em três pesagens para a determinação da massa seca. Em seguida, moídos em um moinho do tipo Willey e acondicionados em sacos de papel devidamente identificados. O aporte de serrapilheira foi avaliado mensalmente, sendo o total obtido e determinado a partir da média aritmética dos cinco coletores. A produção de serrapilheira, em cada um dos coletores foi baseada no modelo proposto por Ferreira *et al.* (2014), Ferreira e Uchiyama (2015):

$$PS = \frac{(\Sigma PMS \times 10.000)}{Ac}$$

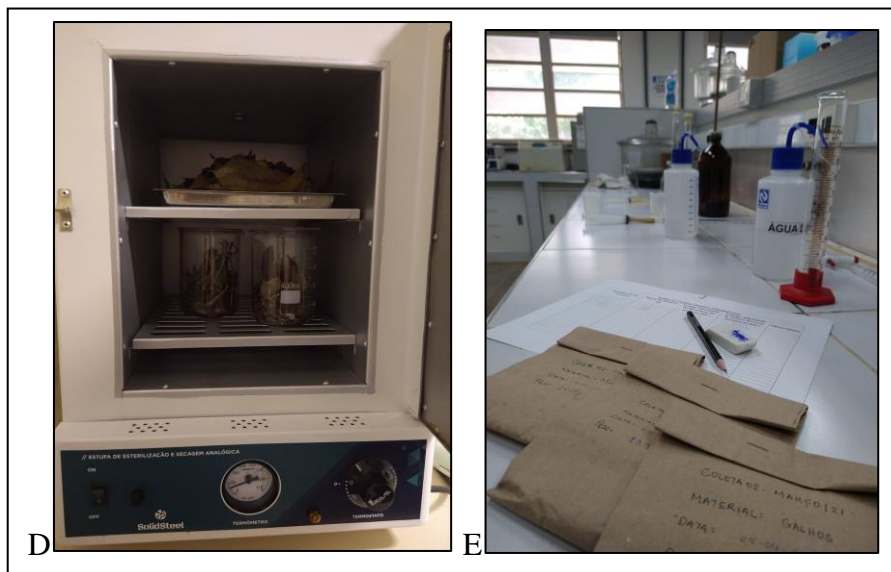
Onde:

PS – Produção de serrapilheira (kg ha⁻¹ano⁻¹);

PMS – Produção mensal de serrapilheira (kg ha⁻¹mês⁻¹);

Ac – Área do coletor (m²).

Figura 5. Coleta da serrapilheira senescente no Refúgio de Mata Úmida do sedimentar na Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil. A- Coletor de serrapilheira, B- Coleta do material senescente, C- Material separado em frações (folhas, galhos e miscelânea), D- Material em estufa a 60°C, E- Identificação e armazenamento do material para análise química.



Fonte: Acervo da autora, 2021.

2.10 Quantificação do Carbono

2.10.1 Incremento Periódico Anual – IPA

Para análise comparativa entre os parâmetros gerais da comunidade (área basal por hectare, volume por hectare, biomassa viva total e carbono estocado), após doze meses foram medidos diâmetro e altura de todos os indivíduos mensurados anteriormente, verificando a injeção de novos indivíduos de acordo com o critério de inclusão DAP (diâmetro à altura do peito) ≥ 5 cm e a taxa mortalidade, para tanto, utilizou-se o *software* Mata Nativa 2.

O incremento periódico anual foi calculado por meio das seguintes equações:

$$\text{Crescimento} = C_2 - C_1$$

$$\text{IPA} = \frac{\text{Crescimento}}{\text{Intervalo meses}}$$

Onde:

C_1 e C_2 – Mensurações no final do período e no início do período, respectivamente;

IPA – Incremento periódico anual.

2.10.2 Biomassa da floresta em pé

Parâmetros do inventário florestal (diâmetro e altura total dos indivíduos arbóreos inseridos no critério de inclusão: DAP ≥ 5 cm) foram contribuintes para a quantificação do carbono estocado na floresta em pé. Estes parâmetros foram utilizados na equação de Brown, Gillespie e Lugo (1989) que considera $R^2 = 0,97$ para a conversão da biomassa em estoque de carbono. Este cálculo foi também utilizado por Watzlawick et al. (2011) e Embrapa (2008) para Floresta Ombrófila Densa e é descrita como:

$$Y = \exp[-3,1141 + 0,9719 * \ln(dap^{2*} htot)]$$

sendo:

Y – Biomassa;

dap – Diâmetro à altura do peito;

htot – Altura total.

2.10.3 Análise química do Teor de Carbono Orgânico – Analisador Elementar

As amostras foram encaminhadas ao Laboratório da Embrapa Caprinos e Ovinos, no município de Sobral, Ceará, onde o teor de carbono total das amostras nos compartimentos

folhas, galhos e miscelânea foi determinado por meio do analisador de carbono LECO (modelo C-144). O método análise elementar baseia-se na combustão completa por via seca da amostra, onde são quantificados os elementos C, H, N, S e O. A oxidação ocorre em alta temperatura (900°C a 1200°C), os gases formados a partir da combustão total, são separados e as concentrações são medidas por diferentes tipos de detectores de condutividade térmica que em seguida é convertido em teores percentuais de cada elemento (CHATTERJEE *et al.*, 2009; SATO, 2014; PEREIRA JUNIOR, et al., 2016).

Para este método, estimou-se ainda o teor de MO, multiplicando o teor de C pelo fator de van Bemmelem 1,72 (100/58), considerando-se que em média o teor de MOS apresenta 58% de C (YEOMANS; BREMNER, 1988; SATO, 2014; AREGAHEGN, 2020).

2.11 Valor do Estoque de C

Para a quantificação da massa de carbono presente na serrapilheira e na floresta em pé foi realizada a mensuração do valor do estoque de carbono. O valor utilizado como referência é o que corresponde a *commodity* crédito de carbono na bolsa de valores do Reino Unido, cotado a 83,50 €.Mg⁻¹ (LSE, 2022).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, M. S.; DE LUCENA, C. M.; DE LUCENA, R. F. P.; DA CRUZ, D. D. Ethnobotany and Management of *Dimorphandra gardneriana* in a Protected Area of Chapada do Araripe Semiarid Ceará, Northeastern Brazil. **Environmental Management**, [S.I.], v. 65, n. 3, p. 420-432, 2020.

ALVES, V. P.; DINIZ, M. B. Uso da renúncia do uso produtivo da terra em prol da conservação do carbono florestal: um exercício de valoração do custo de oportunidade do desmatamento na Amazônia. **Raízes: Revista de Ciências Sociais e Econômicas**, Campina Grande, v. 40, n. 1, p. 44-62, 2020.

APG IV. Na update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2019.

APONTE, C.; KASEL, S.; NITSCHKE, C. R.; TANASE, M. A.; VICKERS, H.; PARKER, L.; FEDRIGO, M.; KOHOUT, M.; RUIZ-BENITO, P.; ZAVALA, M. A.; BENNETT, L. T. Structural diversity underpins carbon storage in Australian temperate forests. **Global ecology and biogeography**, v. 29, n. 5, p. 789-802, 2020.

ARAÚJO, E. C. G. *et al.* Determinação do teor de carbono orgânico total em amostra vegetal pelo método volumétrico com diferentes volumes de ácido sulfúrico. **Biofix Scientific Journal**, v.5, n.1, p.50-53, 2020.

AREGAHEGN, Z. Optimization of the analytical method for the determination of organic matter. **Journal of Soil Science and Environmental Management**, v. 11, p. 1-5, 2020.

ÁLVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M, SPAROVEK, G., 2013. Köppen`s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22(6), 711-728

BATISTA, A. P. B.; MARANGON, L. C.; DE LIMA, R. B.; DOS SANTOS, R. C.; BARACHO JÚNIOR, E. Phytosociological structure, and hypsometric diameter of the tree community of a fragment of atlantic forest in the municipality of Moreno, Pernambuco, Brazil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 7, n. 5, p. 114-120, 2012.

BRASIL. **Lei 12.651/2012**. Brasília: Código Florestal Brasileiro, [2012]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 15 mar. 2021.

BRASIL. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021**. Brasília: Diário Oficial da União, [2021]. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>. Acesso em: 20 fev. 2021.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest science**, Santa Maria, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BULHÕES, A. D.; CHAVES, A. D. C. G.; ALMEIDA, R. R. P. D.; RAMOS, I. A. N.; SILVA, R. A. D.; ANDRADE, A. B. A. D.; SILVA, F. T. D. Levantamento Florístico e Fitossociológico das Espécies Arbóreas do Bioma Caatinga realizado na Fazenda Várzea da Fé no Município de Pombal-PB. **Informativo Técnico do Semiárido**, Mossoró, v. 9, n. 1, p. 51-56, 2015.

CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, A. C. B.; KANIESKI, M. R.; FLOSS, P. A.; GRACIOLI, C. R. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional decidual ripária em Jaguari, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 2, p. 305-311, 2012.

CARNEIRO J. P. S.; SOUSA, J. S. Pagamentos de serviços ambientais: uma análise sobre sua implantação. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Florianópolis, v. 9, n. 18, p. 80-91, 2020.

CARMO, D. L. do; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1211 – 1220, 2012.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de mata atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata do Rio Vermelho). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 717-730, 2007.

CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P.; GOMES, P. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. **Global Ecology and Biogeography**, [S.I.], v. 21, n. 7, p. 760-771, 2012.

CHAVES, A. D. C. G.; DE SOUSA, S. R. M.; DOS SANTOS, J. O.; DE ALBUQUERQUE F. A.; MARACAJÁ, P. B. A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. ACSA – **Agropecuária Científica no Semiárido**, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 43-48, 2013.

CHATTERJEE, A., LAL. R., WIELOPOLSKI, L., MARTIN, M.Z., EBINGER, M. H., Evaluation of different soil carbon determination methods. **Critical Reviews in Plant Science**. 28, 164-178, 2009.

CHECHI, L. A.; BOSCARDIN, M.; OLIVEIRA, A. L. A. Código Florestal e Pagamento por Serviços Ambientais: um estudo de caso com base na redução de carbono emitido e abordagem sistêmica das unidades de produção agrícola. **Desenvolvimento em Questão**, Rio Grande do Sul, v. 17, n. 48, p. 213-230, 2019.

COLLALTI, A.; THORNTON, P. E.; CESCATTI, A.; RITA, A.; BORGHETTI, M.; NOLÈ, A.; TROTTA, C.; CIAIS, P.; MATTEUCCI, G. The sensitivity of the forest carbon budget shifts across processes along with stand development and climate change. **Ecological Applications**, New York, v. 29, n. 2, p. 1-18, 2019.

CUNHA, M. C. L.; SILVA JÚNIOR, M. C. Comunidades de árvores na floresta estacional semidecidual montana do Pico do Jabre, Paraíba. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 4, p. 1365-1380, 2018.

- EMBRAPA. Estoques de carbono do estrato arbóreo de cerrados no pantanal da Nhecolândia. Corumbá, MS: Embrapa; **Comunicado Técnico** n. 68. 2008.
- EMBRAPA., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. Ed. Brasília, DF: Embrapa.
- ESTEVAN, D. A.; VIEIRA, A. O. S.; GORENSTEIN, M. R. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de floresta estacional semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 713-725, 2016.
- FAJARDO, A. M. P.; TIMOFEICZYK JUNIOR, R. Avaliação financeira do Sequestro de Carbono na Serra de Baturité, Brasil, 2012. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 3, p. 391-399, 2015.
- FÁVARO, L. B.; SOUZA, A. L. D.; MAIA, R. T.; GASPAR, R. D. O. Estrutura de uma Floresta Ombrófila Densa Montana com dominância de *Euterpe edulis* Mart. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 2, p. 550-568, 2021.
- FERREIRA, M. L., SILVA, J.L., PEREIRA, E. E., LAMANO-FERREIRA, A. P. N. Produção e decomposição de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica secundária de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. **Revista Árvore**. v. 38(4), p. 591-600, 2014.
- FERREIRA, M.L., UCHIYANA, E.A. Litterfall assesement in a fragment of secondary tropical forest, Ibiúna, SP. **Revista Árvore**. v. 39(5), p.791-799, 2015.
- FUNCEME. **Calendário chuvoso**. Fortaleza: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2021. Disponível em: <<http://www.funceme.br/>>. Acesso em: 18 dez. 2021.
- GODECKE, M. V.; HUPFFER, H. M.; CHAVES, I. R. O futuro dos pagamentos ambientais no Brasil a partir do novo código florestal. **Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 31, p. 31-42, 2014.
- GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Commun. Soil Sci. Plant. Anal.**, v. 18, p. 1111-1116, 1987.
- GUERRA, M. D. F.. Veredas da Chapada do Araripe: subespaços de exceção no semiárido do estado do Ceará, Brasil. **Ateliê Geográfico**, 14, 51-66, 2020.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Normas Climatológicas do Brasil**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: Instituto Nacional de Meteorologia, 2021. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=>>. Acesso em 23 set. 2021.
- LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, Edgbaston, v. 23, n. 11, p. 1324-1334, 2014.
- LEPS, J. e STRUSA, J. Species-area curve, life history strategies and succession: a field teste of relationships. Belgium. **Vegetatio**, v. 83, p 249-257, 1989.

LIMA, G. G.; MARÇAL, M. S.; CORREA, A. C. B. Conectividade fluvial no Planalto Sedimentar do Araripe, semiárido brasileiro. **Revista Brasileira De Geomorfologia**, Curitiba, v. 22, n. 3, p. 626-640, 2021.

LSE - LONDON STOCK EXCHANGE. Prices & markets. 2022. Disponível em <<http://www.londonstockexchange.com>> Acesso em 11 de julho de 2022.

MACHADO, A.; MARTINS, A. P. M.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; WOJCIECHOWSKI, J.; MACHADO, S. DO A.; SANTOS, R.; LANDIM, I. A. M. Dinâmica do volume, biomassa e carbono na Mata Atlântica por ferramenta de detecção de mudanças. **Nativa**, Sinop, v. 7, n. 4, p. 437-444, 2019.

MAGURRAN, A. E; HENDERSON, P. A. How selection structures species abundance distributions. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 279, n. 1743, p. 3722-3726, 2012.

MARTINS, F. R. Fitossociologia de florestas no Brasil: um histórico bibliográfico. **Pesquisa, série Botânica**, São Leopoldo-RS, v. 40, n. 1, p. 103-164, 1989.

MARTINS, S. V.; BAUCHPIESS, C.; ARAÚJO, E. F. Ecological Restoration of Permanent Preservation Areas Through Seedling Nuclei, Rio Grande do Sul, Brasil. *In*: VLIEGER, K. (Ed.). **Recent Advances in Ecological Restoration**. New York. Editora: Nova Science Publishers, 2020. 178 p.

MIRANDA, C. D. C.; DONATO, A. D.; FIGUEIREDO, P. H. A.; BERNINI, T. A.; ROPPA, C.; TRECE, I. B.; BARROS, L. O. Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 4, p. 1601-1613, 2019.

MORO, M. F.; MACEDO, M. B.; MOURA-FÉ, M. M. D.; CASTRO, A. S. F.; COSTA, R. C. D. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 3, p. 717-743, 2015.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. *In*: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2011. 558 p.

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

PAULA, A.; BARBERENA, I. M.; DE OLIVEIRA SOARES FILHO, A.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; PRATA, L. R.; MEDEIROS, W. P. Fitossociologia e síndrome de dispersão em Floresta Estacional Semidecidual Montana no Nordeste do Brasil. **Holos**, Natal, v. 37, n. 1, p. 1-15, 2021.

PEREIRA JUNIOR, L.R., ANDRADE, E.M., PALÁCIO, H.A.Q., RAYMER, P.C.L., RIBEIRO FILHO, J.C., PEREIRA, F.J.S. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciência Agronômica**. v. 1, p. 32-40, 2016.

PLÁCIDO, A. C.; BARTOSZECK, S.; DO AMARAL MACHADO, S.; FIGUEIREDO FILHO, A.; OLIVEIRA, E. B. A distribuição diamétrica para bracingais em diferentes idades, sítios e densidade na região metropolitana de Curitiba. **Revista Floresta**, Paraná, v. 34, n. 3, p. 305-323, 2004.

PODANI, J.; RICOTTA, C.; SCHMERA, D. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. **Ecological Complexity**, Nova York, v. 15, n. 4, p. 52-61, 2013.

REISCH, R. D. N. O potencial brasileiro para gerar créditos de carbono através da conservação florestal, reflorestamento e produção agrícola sustentável. **Revista de Geografia Física e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 3, p. 2-26, 2021.

REZENDE, J.L.P.; OLIVEIRA, A. D. Problemas com o horizonte de planejamento na avaliação de projetos florestais. **Revista Árvore**. Viçosa. v.24, n.2, p. 127 – 134, 2000.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. *In*: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.

SATO, J. H., et al. Methods of soil organic carbono determination in Brazilian savannah soil. **Scientia Agricola**, Brasília, v.71, n. 4, p. 302-308, 2014.

SILVA NETO, B. **Perda da vegetação natural na Chapada do Araripe (1975/2007) no estado do Ceará**. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, São Paulo, 2013.

SILVA, J. M.; MOURA, C. H. R. Análise da vegetação de um remanescente de Floresta Atlântica: subsídios para o projeto paisagístico. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, Recife, v. 9, n. 1, p. 2-24, 2021.

SINISGALLI, P. A. A.; SOUSA J. R. W. C. de. Serviços Ecosistêmicos. **Diálogos Socioambientais**, São Bernardo do Campo, v. 3, n. 7, p. 5-7, 2020.

SOUZA, F. G. L. S.; SILVA, M. A. P. LOIOLA, M. I. B. Passifloraceae s.s. na Chapada do Araripe, nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.14, n.02, p. 770-783, 2021.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. 3ª Ed.: Pearson Makron Books, 2006. 643p.

WATZLAWICK, L.F., EBLING, A.A, RODRIGUES, A.L., VERES, Q.L., LIMA, A.M. Variação nos Teores de Carbono Orgânico em Espécies Arbóreas da Floresta Ombrófila Mista. **Floresta e Ambiente**. v. 8, n. 3, p. 248-258, 2011.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Journal Communications in Soil. Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

CAPÍTULO 1 Um refúgio de Mata Úmida no interior do Nordeste brasileiro: estrutura e diversidades alfa e beta

A Humid Forest refuge in the interior of the Brazilian Northeast: structure and alpha and beta diversities

Artigo submetido à revista Ciência Florestal, classificação B1 no Qualis/CAPES.

RESUMO

No interior da região semiárida brasileira (bioma Caatinga) há ocorrência de refúgios de vegetação de outros biomas que se apresentam principalmente em topos de formações geológicas antigas como a Chapada do Araripe. Este trabalho objetivou o conhecimento da estrutura, diversidade e similaridade florística de um fragmento de mata úmida visando subsidiar estratégias de conservação dessa comunidade na Chapada do Araripe, sul do Ceará (708m Alt.), área de relevante valor ecológico, cultural e paisagístico. Em 13 parcelas de 25x25m (0,8 ha) foram inventariados todos os indivíduos com $DAP \geq 5\text{cm}$, observando-se altura total. A similaridade florística foi observada pelo método de Jaccard a partir da comparação com outras sete áreas em diferentes regiões do Brasil. Foram encontradas 66 espécies distribuídas em 34 famílias, num total de 1.544 indivíduos com $DA=1.997,30 \text{ ind. ha}^{-1}$ e $AB=32,618 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ e $AB=32,618 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$. Fabaceae (25,75%) e Myrtaceae (6%) apresentaram maior número de espécies e *Brosimum gaudichaudii* apresentou maior IVI. O índice de Shannon (H') foi 3,13 e a equabilidade de Pielou (J') foi 0,75. A diversidade beta, comparada com outras áreas de mata úmida (*core* e disjuntas) foi considerada alta e a estatística apontou maior similaridade com área da mesorregião da mata pernambucana. Os resultados permitem caracterizar a área como refúgio vegetacional de mata úmida, corroborando com a teoria dos refúgios e evidenciam forte penetração de espécies savânicas (cerradão, cerrado, caatinga/carrasco) enfatizando a atuação de impulsos climáticos ocorridos no Quaternário e apontando para a necessidade de estratégias de conservação devido ao antropismo acelerado.

Palavras-chave: Fitossociologia; Refúgio de Mata Atlântica; Mata de Exceção.

ABSTRACT

Inside the Brazilian semi-arid region (Caatinga biome) there are vegetation refuges from other biomes that are present mainly at greater elevations in ancient geological formations such as Chapada do Araripe. This study aimed to understand the structure, diversity and floristic similarity of a fragment of humid forest in order to support conservation strategies for this community in Chapada do Araripe, southern Ceará (708m Alt.), an area of relevant ecological, cultural and scenic value. In 13 parcels of 25x25m (0.8 ha) all individuals with $DBH \geq 5\text{cm}$ were inventoried, observing total height. Floristic similarity was observed using the Jaccard method, comparing it with seven other areas in different regions of the Brazil. Sixty-six species were found distributed in 34 families, in a total of 1,544 individuals with $DA=1,997.30 \text{ ind. ha}^{-1}$ and $AB =32,618 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$. Fabaceae (25.75%) and Myrtaceae (6%) had the highest number of species and *Brosimum gaudichaudii* had the highest IVI. The Shannon index (H') was 3.13 and the Pielou equability (J') was 0.75. The beta diversity, compared with

other areas of humid forest (core and disjunct), was considered high and the statistics showed greater similarity with the area of the mesoregion of Pernambuco forest. The results allow the characterization of the area as a vegetational refuge of humid forest, corroborating the Refuge Theory and showing strong penetration of savanna species (“Cerradão”, Cerrado, Caatinga/“Carrasco”), emphasizing the action of climatic impulses that occurred in the Quaternary and pointing to the need to conservation strategies due to accelerated anthropism.

Keywords: Phytosociology; Atlantic Rain Forest Refuge, Exception Forest.

INTRODUÇÃO

A mais antiga e rica floresta da América do Sul, a Mata Atlântica possui uma biota de floresta tropical com formações florestais nativas associadas a diversos ecossistemas, que de acordo com as características climáticas da região de ocorrência, apresenta diferentes estruturas e composições florísticas (IBF, 2021), além de apresentar alta biodiversidade, também possui alto nível de endemismo. Atualmente restam 12,5% da cobertura florestal original, resultado de séculos de uso e exploração descontrolada de recursos naturais (JOLY *et al.*, 2014).

No Ceará a Mata Atlântica ocupa uma área total de 1.873 Km², de forma dispersa. Segundo Embrapa (2021) dados obtidos a partir do mapeamento, informam que 14 municípios apresentam 10% de sua área vegetal recoberta pelas tipologias de vegetação de Mata Atlântica e ecossistemas associados.

Ao sul do estado do Ceará está localizada a Chapada do Araripe, uma área de relevante valor ecológico, cultural e paisagístico. Com aproximadamente 39.800 ha, a Chapada do Araripe apresenta fragmentos de fisionomias distintas, como a mata úmida (4.485 ha) e o cerradão (35.297,28 ha), em parte protegidas por unidades de conservação como a Floresta Nacional do Araripe–Apodi (FLONA ARARIPE) e a Área de Proteção Ambiental (APA–Chapada do Araripe). Essas unidades de conservação possuem significativa contribuição para a manutenção desses remanescentes, onde quase não se encontra vegetação nativa, fato atribuído à forte presença de ações antrópicas (SANTOS; SILVA; SILVA, 2016).

Uma das teorias mais utilizadas na explicação da presença de fisionomias de vegetação em outros biomas, como a Caatinga é a Teoria dos Refúgios defendida por autores como Ab’Saber (1963), Cole (1986), Prance (1996) e Rizzini (1997), que trata da distribuição geográfica da biota após eventos climáticos do Quaternário. Conforme a teoria, frentes frias mais intensificadas durante fases glaciais, associadas a mudanças climáticas globais, modelaram a paisagem do atual território brasileiro e perante essa situação a vegetação

moderna ainda está se equilibrando através dos mecanismos de sucessão ecológica (SANTOS *et al.*, 2015).

Viadana e Cavalcanti (2007) apresentam refúgio como fragmento florestal reduzido a pequenos espaços que conseguiram, com o passar do tempo, assegurar a permanência dos geossistemas, com fitofisionomias tropicais desintegradas pelos efeitos dos fatores paleoclimáticos. Eventos climáticos ocorridos no Quaternário proporcionaram à biota úmida a retração em áreas exíguas, formando refúgios florestais (AB'SABER, 1977; SANTOS, 2018).

O levantamento fitossociológico de um fragmento apresenta informações quanto ao comportamento e estrutura da vegetação e fornece informações necessárias quanto ao domínio e importância ecológica das espécies (SILVA *et al.*, 2017; ARAÚJO *et al.*, 2019). Segundo Felfili *et al.* (2011), o estudo da estrutura de uma comunidade florestal permite conhecimento amplo para melhor compreender a biogeografia de um bioma.

Apesar da existência de alguns trabalhos sobre composição da flora e estrutura de comunidades vegetais da Chapada do Araripe, ainda há lacunas de informações quanto à ecologia da área considerada como enclave (ou refúgio) de Floresta Ombrófila Densa (mata úmida), justificando-se a realização deste trabalho para a obtenção de respostas para as seguintes questões: há intromissão significativa da flora de fisionomias adjacentes – Floresta Estacional Semidecidual (Mata Seca), Savana (Cerrado), Savana Florestada (Cerradão), Savana Estépica (Caatinga/Carrasco), Savana Estépica Arborizada (Caatinga Arbórea) – no conjunto florístico observado (mata úmida)? Os valores de diversidade alfa e beta apontam para a necessidade de implantação de medidas de conservação?

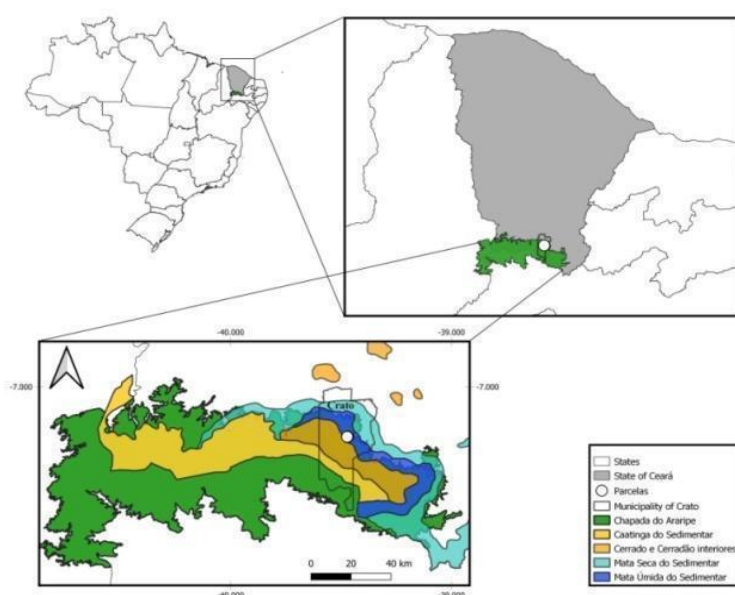
Considerando os aspectos referidos, objetivou-se analisar a estrutura fitossociológica do componente lenhoso de um fragmento de mata úmida localizado na Chapada do Araripe, município de Crato, sul do Ceará. A realização desta pesquisa alerta ainda para a alta incidência de interferências antrópicas que provocam modificações nas paisagens naturais, como o desmatamento sistemático, que intensifica o quadro de devastação de fragmentos ou refúgios florestais, evidenciando a necessidade de conservação destes remanescentes com a expansão de Unidades de Conservação e subsidiando a elaboração de planos de manejo destas e de futuras áreas protegidas, servindo ainda de base para a criação de políticas de manutenção e conservação da biodiversidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em um remanescente de Floresta Ombrófila Densa (mata úmida) localizado na Reserva Particular do Patrimônio Nacional - RPPN Oásis Araripe (Figura 1), administrada pela Associação de Pesquisas e Preservação de Ecossistemas Aquáticos, reserva natural de estudos do Soldadinho do Araripe, município de Crato, sul do estado do Ceará (7° 13' 55.09" S; 39° 27' 56.12" O; 708.36 m de altitude).

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo - enclave de Mata úmida na RPPN Oásis Araripe, Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Nordeste do Brasil.



Fonte: Isaac Feitosa Araújo, programa QGIS.

O histórico da área aponta para uso agropastoril há aproximadamente 50 anos. A reserva tem uma área de cerca de 50 hectares e foi criada em 20 de março de 2015 pela Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e está localizada na zona de entorno da Floresta Nacional do Araripe – FLONA.

O clima da região conforme a classificação de Köppen é do tipo As (ÁLVARES *et al.*, 2013), característico do clima tropical chuvoso, marcado por duas estações bem definidas, uma chuvosa, que se estende de dezembro a abril e uma seca de maio a novembro, apesar da natureza transitória do clima semiárido do nordeste do Brasil (BSw). A precipitação média mensal no período chuvoso é de 1.033 mm (INMET, 2021) e a média anual de temperatura é de 24°C (FUNCEME, 2021).

O solo predominante é o do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) com textura de média a argilosa e permeável à chuva, de acordo com Santos, 2018. A vegetação da área apresenta aspecto de mata úmida, reconhecida por Mata Úmida do Sedimentar (MORO *et al.*, 2015) e caracteriza-se por fitofisionomia úmida com elevado porte de árvores e densidade alta, constituindo-se em vegetação lenhosa com fustes retilíneos, ramificações altas e sem gramíneas no sub-bosque.

Suficiência amostral

A suficiência amostral foi avaliada pelo erro padrão e intervalo de confiança com nível de significância de 5%. Foi realizado o cálculo do erro de amostragem, considerando um limite de 10%, a 95% de probabilidade (FELFILI; REZENDE, 2003).

Coleta e tratamento de dados

O inventário florestal foi realizado em um fragmento de mata úmida distante 6 km da zona urbana, em um processo de amostragem sistemática, seguindo a metodologia proposta por Mueller-Dumbois e Ellenberg (1974). Foram plotadas 13 parcelas permanentes medindo 625 m² (25m x 25m), escolhidas aleatoriamente e com distância de aproximadamente 25m, demarcadas com estacas de um metro de altura, visando o monitoramento da comunidade ao longo do tempo.

Foram mensuradas todas as árvores e arbustos vivo com DAP (diâmetro da altura do peito) \geq 5cm (FÁVARO *et al.*, 2021), assim como medidas as alturas totais. A medida do DAP foi realizada com suta e a altura total com haste telescópica graduada. Quando os indivíduos apresentavam brotos secundários foi medido aquele com maior diâmetro, atendendo aos critérios de inclusão conforme Rodal (1992).

A identificação botânica foi realizada a partir da coleta dos ramos férteis dos indivíduos seguido de herborização e incorporação ao acervo Herbário Caririense Dárdano de Andrade-Lima (HCDAL) da Universidade Regional do Cariri - URCA. As identificações foram realizadas por comparação com material botânico previamente identificado, parte integrante do acervo do herbário e confirmadas através de literatura especializada.

De forma *on-line*, consultas foram realizadas em bases de dados da plataforma REFLORA, Lista de Espécies Flora e Funga do Brasil (2021) para validação dos nomes das espécies, exclusão de sinónímias e correto uso da grafia e autoria das espécies. A lista

florística foi ordenada de forma alfabética por família e fundamentada no Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016).

Análise fitossociológica (estrutura e diversidade alfa)

Para a obtenção dos parâmetros fitossociológicos utilizou-se o *software* Mata Nativa 2 que possibilitou a análise de parâmetros gerais da comunidade: densidade total, área basal, alturas e diâmetros; e parâmetros relativos às espécies: densidade absoluta (DA) e relativa (DR), frequência absoluta (FA) e relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de cobertura (IVC) e índice de valor de importância (IVI).

Para análise da diversidade alfa (abundância e número das espécies na comunidade) foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), em base logarítmica neperiana e o índice de concentração de Simpson (C'). O Índice de equabilidade de Pielou (J') também foi avaliado, permitindo representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre todas as espécies existentes (MAGURRAN, 1988). Foi aplicado o teste T de Student para verificar o grau de significância entre as médias com o erro de aceitação de no máximo 0,05 (5%).

Análise de similaridade (diversidade beta)

Com o objetivo de identificar a similaridade florística da área estudada com outros levantamentos realizados em áreas de Mata Úmida (disjuntas ou Mata Atlântica Litorânea) foi elaborada uma matriz de presença/ausência de espécies citadas em outros sete levantamentos realizados em cinco Estados brasileiros: Estevan, Vieira, Gorenstein (2016), em Londrina, Paraná; Paula, *et al.* (2021) em Vitória da Conquista, Bahia; Miranda *et al.* (2019), no município de Pinheiral, Rio de Janeiro; Costa Júnior *et al.*, 2008, em área de Floresta Ombrófila Densa em Catende, Pernambuco; Batista *et al.*, 2012, no município de Moreno, Pernambuco; Carvalho, Braga, Nascimento (2007) em Rio Bonito, Rio de Janeiro, e Cunha e Silva-Junior (2018) no Parque Estadual do Pico do Jabre, entre os municípios de Maturéia e Mãe D'água, no estado da Paraíba.

A comparação foi realizada por meio do índice de similaridade de Jaccard (J') que expressa a semelhança entre os ambientes baseando-se no número de espécies comuns. A matriz de similaridade florística resultante foi utilizada na análise de agrupamentos pelo método de médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) e pela geração de um dendrograma,

utilizando-se a distância euclidiana como medida de dissimilaridade, através do software PAST v. 3.23 1999-2019.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Suficiência amostral

O inventário, que apontou 1.544 indivíduos arbustivos ou arbóreos, gerou uma estimativa de densidade absoluta de 1.997,30 ind.ha⁻¹ (IC = ± 178,49 ind.ha⁻¹) a 95% de probabilidade e erro padrão de 5,73% e de área basal (dominância) de 32,618 m² ha⁻¹ (IC = ± 5,87 m²ha⁻¹) a 95% de probabilidade e erro padrão de 7,13%. Estes valores corroboram para que a precisão da amostragem seja considerada adequada e abrangente para a estimativa das variáveis quantitativas (FELFILI; REZENDE, 2003).

Composição florística, diversidade alfa e distribuição espacial

Os indivíduos amostrados pertencem a 66 espécies e estão distribuídos em 57 gêneros (Tabela 1) e 34 famílias, sendo seis espécies identificadas somente em nível de gênero (Tabela 1). As famílias mais representativas quanto ao número de espécies foram: Fabaceae (17), Myrtaceae (quatro) e Salicaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Annonaceae (três), o que corresponde a 50% do total de espécies observadas.

Estudos realizados em fragmentos florestais de Mata Atlântica nos estados de Pernambuco (NASCIMENTO; RODAL, 2008; LIMA *et al.*, 2017; ARAÚJO; QUEIROZ; LOPES, 2019) e Sergipe (MEIRA *et al.*, 2017) apontaram para resultados semelhantes sobre representatividade das famílias e números de táxons.

Quanto ao número de indivíduos, as quatro famílias melhor representadas correspondem a 36,25% do total amostrado: Fabaceae (22,47%), Myrtaceae (5,76%) Salicaceae (4,14%) e Rubiaceae (3,88%). As demais famílias obtiveram valores abaixo de 3%.

Fabaceae, que apresentou maior riqueza de espécies, representa uma das famílias das angiospermas com distribuição mais ampla nos ecossistemas florestais (RODRIGUES *et al.*, 2018), sendo de grande importância, já que assegura a produtividade dos ecossistemas terrestres na melhoria da qualidade e fertilidade do solo, pela fixação de nitrogênio no processo de co-evolução entre plantas e bactérias fixadoras (LIMA *et al.*, 2017). Myrtaceae,

família presente em todos os continentes, com exceção da Antártica, apresenta dominância em ambientes de Mata Atlântica (ARAÚJO; QUEIROZ; LOPES, 2019) assim como em várias fitofisionomias de matas secas. A família possui elevada riqueza de espécies lenhosas, com frutos suculentos e atrativos à fauna silvestre, o que favorece a dispersão de sementes e a existência e permanência das espécies, e por isto, a presença de seus representantes é importante como indicadores de regeneração natural, já que podem colonizar aleatoriamente áreas distintas.

A diversidade alfa sugere alta riqueza e uniformidade no tamanho das populações, observada através dos valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'): 3,13; Equabilidade de Pielou (J') 0,75 e índice de concentração de Simpson (C') 0,07.

O valor de H' aproxima-se de valores encontrados em estudos de florestas úmidas (áreas de Floresta Montana e Submontana do Nordeste brasileiro) que variam de 3,06 a 3,28 nats ind⁻¹ (NASCIMENTO; RODAL, 2008; LIMA *et al.*, 2017; CUNHA; SILVA-JÚNIOR, 2018; COSTA, 2020), sendo igual ao encontrado por Melo (2019) em Floresta Estacional Submontana no estado de Mato Grosso do Sul e inferior aos resultados de Estevan, Vieira, Gorenstein (2016) e Carvalho, Braga, Nascimento (2007) em áreas de Floresta Ombrófila Densa na região Sudeste (3,37 e 4,48, respectivamente).

O valor obtido para a equabilidade de Pielou (J') apontou para uma boa proporção na distribuição dos indivíduos. Valores muito aproximados (0,74 a 0,76) foram relatados para áreas de mata úmida no Nordeste do Brasil (LIMA *et al.*, 2017; COSTA, 2020; PAULA *et al.*, 2021).

A maioria das espécies (65,15%) apresentou valores de agregação (índice de Payandeh) superior a 1,0, indicando distribuição espacial agregada ou com tendência ao agrupamento. Espécies fortemente agregadas apresentaram alto valor do índice de Payandeh: *Ouratea* sp. (15,47), *Brosimum gaudichaudii* (13,36), *Simarouba amara* (12,96) e *Machaerium acutifolium* (12,76). A distribuição das espécies na área estudada apresentou média de 122 indivíduos por parcela.

Parâmetros fitossociológicos

Foi observada a densidade absoluta total de 1.900,30 indivíduo/ha⁻¹, com área basal total de 32,618 m²/ha⁻¹. As espécies com maiores índices de valor de importância (IVI) foram: *B. gaudichaudii* (32,55), *Talisia esculenta* (26,42), *M. acutifolium* (21,15) e *Ouratea* sp.

(18,33), representando 46,99% da abundância da comunidade. Estas espécies apresentaram maiores valores quanto à densidade relativa: 16,45%, 11,46%, 10,36% e 8,42%, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos do fragmento de mata úmida, Chapada do Araripe, Crato – Ceará, Nordeste do Brasil. Valores decrescentes por Índice de Valor de Importância (IVI), onde: N = Número de Indivíduos; DA = Densidade absoluta; FA = frequência absoluta; DoA = Dominância Absoluta; DR = densidade relativa (%); FR = Relativo Frequência (%); DoR = Dominância Relativa (%); IVC = Índice de Valor de Cobertura e IVI = Índice de Valor de Importância.

Espécies	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	IVI
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul.	254	312.61	16.45	92.31	4.15	4.798	11.95	28.40	32.55
<i>Talisia esculenta</i> (Cambess) Radlk.	177	217.84	11.46	92.31	4.15	4.337	10.8	22.26	26.42
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	160	196.92	10.36	84.62	3.81	2.803	6.98	17.34	21.15
<i>Ouratea</i> sp.	130	160	8.42	76.92	3.46	2.593	6.46	14.87	18.33
<i>Byrsonima sericea</i> DC	59	72.61	3.82	76.92	3.46	3.766	9.38	13.20	16.66
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	28	34.46	1.81	30.77	1.38	4.642	11.56	13.37	14.76
<i>Swartzia longsdorffii</i> Raddi	93	114.46	6.02	76.92	3.46	1.934	4.82	10.84	14.3
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	72	88.61	4.66	53.85	2.42	2.74	6.83	11.49	13.91
<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart	56	68.92	3.63	76.92	3.46	1.92	4.78	8.411	11.87
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	71	87.38	4.6	100	4.5	0.94	2.36	6.959	11.45
<i>Casearia javitenis</i> (Kunth.)	49	60.30	3.17	76.92	3.46	0.45	1.14	4.31	7.77
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	28	34.46	1.81	69.23	3.11	0.45	1.12	2.93	6.04
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	24	29.53	1.55	61.54	2.77	0.25	0.63	2.18	4.94
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H. Perss. & Delprete	29	35.69	1.88	53.85	2.42	0.15	0.38	2.25	4.67
<i>Mimosa</i> sp.	18	22.15	1.17	61.54	2.77	0.30	0.75	1.91	4.68
<i>Ocotea</i> sp.	19	23.38	1.23	61.54	2.77	0.21	0.54	1.77	4.54
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	13	16	0.84	15.38	0.69	1.15	2.87	3.71	4.40
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	23	28.30	1.49	46.15	2.08	0.20	0.51	2.00	4.07
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	14	17.23	0.91	46.15	2.08	0.38	0.95	1.85	3.93
<i>Psidium myrsinites</i> DC.	14	17.23	0.91	61,54	2.77	0.08	0.21	1.11	3.88
<i>Zanthoxylum gardneri</i> Engl.	14	17.23	0.91	46,15	2.08	0.33	0.84	1.74	3.82
<i>Ocotea</i> sp.2	14	17.23	0.91	46.15	2.08	0.26	0.65	1.55	3.63
<i>Cordia rufescens</i> A.DC.	17	20.92	1.1	38.46	1.73	0.25	0.63	1.72	3.45
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	12	14.76	0.78	46.15	2.08	0.14	0.37	1.14	3.22
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	11	13.53	0.71	38.46	1.73	0.23	0.58	1.29	3.02

<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	14	17.23	0.91	38.46	1.73	0.14	0.36	1.26	2.99
<i>Pithecolobium polycephalum</i> Benth.	7	8.615	0.45	30.77	1.38	0.465	1.16	1.61	2.99
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	10	12.30	0.65	30.77	1.38	0.36	0.91	1.56	2.94
<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.	4	4.92	0.26	7.69	0.35	0.92	2.3	2.55	2.90
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	4	4.92	0.26	30.77	1.38	0.34	0.86	1.11	2.5
<i>Dimorphandra gardneriana</i> Tul.	7	8.61	0.45	23.08	1.04	0.33	0.83	1.28	2.32
<i>Capparidastrium frondosum</i> (Jacq.) Cornejo & Iltis	7	8.61	0.45	38.46	1.73	0.04	0.11	0.56	2.29
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl	3	3.69	0.19	7.69	0.35	0.63	1.59	1.78	2.13
<i>Parkia platycephala</i> Benth.	5	6.15	0.32	30.77	1.38	0.15	0.38	0.70	2.08
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	7	8.61	0.45	23.08	1.04	0.22	0.56	1.01	2.05
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltldl) K. Shum	7	8.61	0.45	23.08	1.04	0.16	0.41	0.86	1.89
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	5	6.15	0.32	30.77	1.38	0.04	0.11	0.43	1.81
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	4	4.92	0.26	30.77	1.38	0.02	0.06	0.31	1.70
<i>Ocotea nitida</i> (Meisn.) Rohwer	3	3.69	0.19	23.08	1.04	0.075	0.19	0.38	1.42
<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	3	3.69	0.19	23.08	1.04	0.03	0.07	0.26	1.30
<i>Erythroxylum rimosum</i> O.E.Schulz	3	3.69	0.19	23.08	1.04	0.02	0.05	0.24	1.28
<i>Eugenia florida</i> D.C.	3	3.69	0.19	23.08	1.04	0.01	0.05	0.24	1.28
<i>Annona exsucca</i> D.C.	6	7.38	0.39	15.38	0.69	0.079	0.2	0.58	1.27
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	5	6.15	0.32	15.38	0.69	0.1	0.25	0.57	1.26
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	6	7.38	0.39	15.38	0.69	0.031	0.08	0.46	1.15
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	4	4.92	0.26	15.38	0.69	0.028	0.07	0.32	1.02
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	3	3.69	0.19	15.38	0.69	0.024	0.06	0.254	0.946
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	2	2.46	0.13	15.38	0.69	0.052	0.13	0.259	0.951
<i>Andira cordata</i> Arroyo ex R. T. Penn. & H. C. Lima	2	2.46	0.13	15.38	0.69	0.047	0.12	0.248	0.94
<i>Anacardium occidentale</i> L.	2	2.46	0.13	15.38	0.69	0.043	0.11	0.236	0.928
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	3	3.69	0.19	15.38	0.69	0.019	0.05	0.241	0.933
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd	2	2.46	0.13	7.69	0.35	0.116	0.29	0.419	0.765
<i>Vitex</i> sp.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.07	0.17	0.239	0.585
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.033	0.08	0.146	0.492
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.023	0.06	0.123	0.469
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. tuberculata (Vell.) T.D.Pen	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.012	0.03	0.096	0.442
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.016	0.04	0.104	0.45
<i>Styrax camporum</i> Pohl.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.016	0.04	0.104	0.45
<i>Psidium</i> sp.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.007	0.02	0.082	0.428

<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.009	0.02	0.088	0.434
<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.007	0.02	0.082	0.428
<i>Erythroxylum</i> sp.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.009	0.02	0.088	0.434
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.009	0.02	0.088	0.434
<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.005	0.01	0.077	0.423
<i>Celtis spinosa</i> Spreng.	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.007	0.02	0.082	0.428
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	1	1.23	0.06	7.69	0.35	0.005	0.01	0.077	0.423

Myrcia splendens foi a espécie mais frequente estando presente em todas as parcelas (100%), seguida de *Brosimum gaudichaudii* e *Talisia esculenta* (92,31%), *Machaerium acutifolium* (84,62%), *Ouratea* sp., *Byrsonima sericea*, *Swartzia longsdorffii* *Combretum glaucocarpum* e *Casearia jovintenis* (76,92%). Quanto a Área Basal e Dominância Absoluta, as espécies com maiores valores foram: *B. gaudichaudii* (3,89/4,78), *Acrocomia aculeata* (3,77/4,64), *T. esculenta* (3,52/4,33) e *B. sericea* (3,05/3,76). *Xylosma ciliatifolium* e *Piptadenia stipulacea* apresentaram o menor valor em área basal (0,003 ind/ha⁻¹).

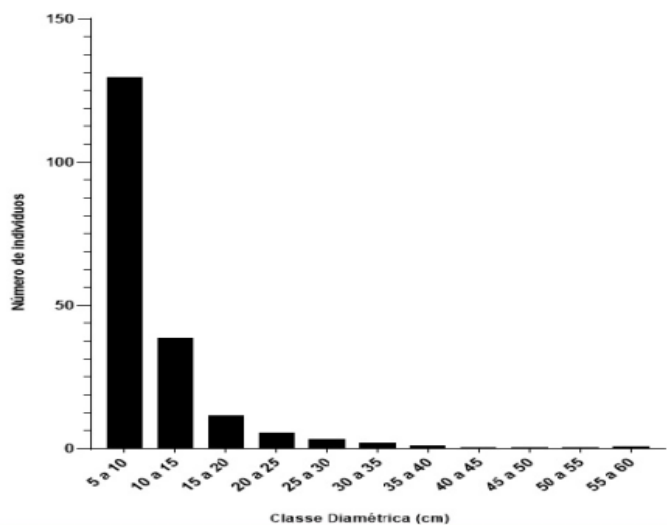
Pode-se observar *Brosimum gaudichaudii* apresentando dominância ecológica com valor de dominância relativa de 11,95%. Esta espécie, típica do cerrado brasileiro, apresenta independência quanto à sazonalidade e a restrição hídrica não impede a ocorrência dos seus eventos fenológicos (BULHÃO; FIGUEIREDO, 2002), fatores que muito provavelmente contribuem para a dominância da espécie no ambiente. Além desta espécie observa-se a ocorrência e altos graus de dominância de muitas outras espécies típicas dos ambientes secos circundantes, principalmente de savana florestada (Cerradão), o que aponta para a necessidade de medidas de mitigação e conservação da flora da mata úmida, como o plantio de mudas nativas e ampliação das áreas ecotonais.

Distribuição diamétrica e hipsométrica

Os diâmetros máximos registrados foram de 59 cm para um indivíduo de *S. amara*, 56 cm para um indivíduo de *Apeiba tibourbou*, 52 cm para um de *Hymenaea stigonocarpa* e 50 cm para um espécime de *Byrsonima sericea*. O diâmetro médio registrado foi 9,93 cm.

A distribuição das classes diamétricas teve amplitude de 5 cm, com 11 centros de classes. Do total de indivíduos amostrados, observou-se maior concentração nas classes 1 e 2 com 68,06% e 20,14%, respectivamente. A distribuição diamétrica forma uma curva semelhante a um “J-invertido”, com maior quantidade de indivíduos nas classes de tamanhos menores e notória redução do número de indivíduos à medida que aumentam as classes de diâmetro (Figura 2).

Figura 2. Distribuição de indivíduos por classe de diâmetro em um fragmento de Mata Úmida na Chapada do Araripe, Crato – Ceará, Nordeste do Brasil.

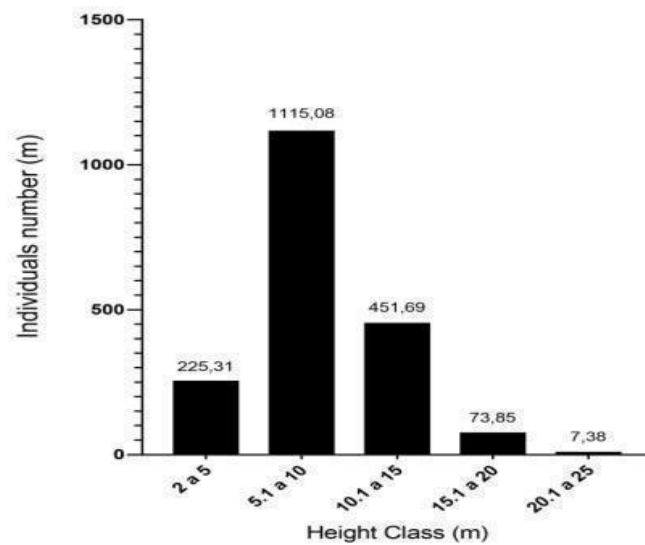


O fato de a maioria dos indivíduos estarem concentrados nas menores classes de diâmetro (indivíduos finos) pode ser indicativo de um regime relativo de impactos sofridos por ação antrópica e regeneração em fluxo contínuo (ARAÚJO; QUEIROZ; LOPES, 2019), justificando-se pelo fato de a área ter sido explorada para fins agropecuários no passado.

A variação da estrutura vertical resultou em alturas mínimas e máximas de 2 e 25 metros, respectivamente, sendo a média de 9,17 m. A altura máxima foi registrada para um indivíduo de *Hymenaea stigonocarpa*, seguido de *Handroanthus impetiginosus* com 23 m. *S. longsdorffii* e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan apresentaram um indivíduo com 22 m de altura.

A estrutura hipsométrica apresentou maior concentração de indivíduos com altura inferior agrupados no segundo e terceiro centros de classes, totalizando 82,44% dos indivíduos, ocorrendo uma redução gradual nas classes com maior valor de altura. De modo geral, observou-se um grau de heterogeneidade do dossel, com fisionomia arbórea dominante sobre as demais e a divisão do fragmento em três estratos crescentes. O estrato inferior, com porte de até 5 m, foi constituído por 13,27% dos indivíduos, o intermediário (porte de 5 a 10 m) com 58,67% dos indivíduos e o superior, com porte acima de 10 m, representado por 23,76% do total de indivíduos (Figura 3).

Figura 3. Distribuição de indivíduos por classe de altura em um fragmento de Mata Úmida na Chapada do Araripe, Crato – CE.



Os dados de classe de altura foram semelhantes aos encontrados por Lima *et al.* (2017) e Brandão *et al.* (2020) em fragmentos florestais de Mata Atlântica nos estados de Pernambuco e Alagoas.

Informações de diâmetro e altura permitem a análise do estágio de desenvolvimento da floresta (BATISTA *et al.*, 2012). Os padrões da estrutura apresentados neste trabalho, com maioria dos indivíduos nas classes diamétricas primárias e hipsométricas intermediárias, apontam para uma comunidade seral em estágio de sucessão ecológica secundária.

Diversidade beta (análise de similaridade)

Os índices de similaridade florística (matriz de Jaccard) calculados a partir da matriz binária de presença/ausência de espécies da área de estudo e outros sete levantamentos desenvolvidos em diferentes regiões do Brasil mostram alta heterogeneidade e baixo valor de similaridade, apontando para baixa semelhança entre as áreas e alta diversidade beta (Tabela 2).

Tabela 2. Similaridade da matriz Jaccard para oito áreas florestais de Mata Úmida em diferentes regiões do Brasil.

	A	B	C	D	E	F	G	H
A	1	-	-	-	-	-	-	-

B	0.05	1	-	-	-	-	-	-
C	0.092	0.053	1	-	-	-	-	-
D	0.079	0.072	0.103	1	-	-	-	-
E	0.176	0.086	0.045	0.093	1	-	-	-
F	0.139	0.027	0.066	0.097	0.236	1	-	-
G	0.109	0.141	0.085	0.145	0.177	0.07	1	-
H	0.087	0.087	0.144	0.074	0.09	0.051	0.028	1

A análise evidenciou baixa similaridade entre as áreas observadas. Duas áreas apresentaram maior número de espécies em comum com a área de estudo, ambas no estado de Pernambuco: o fragmento de Floresta Ombrófila Densa localizado no município de Catende, em área de 327 m de altitude, média anual superior de 22°C e precipitação média anual de 1.414 mm e o fragmento de Mata Atlântica em Moreno (Tabela 3), áreas consideradas como de maior proximidade geográfica.

Tabela 3. Variáveis florística/ambientais entre oito áreas de fragmentos florestais localizadas no Nordeste, Sul e Sudeste do Brasil.

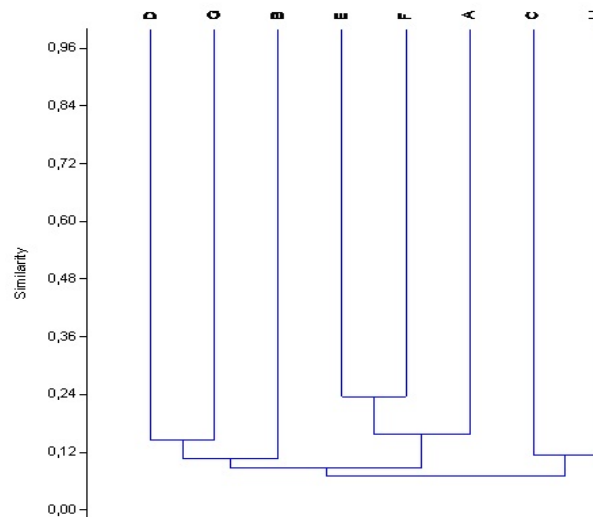
Área	N.E	N.F	m ² /ha	P.A/mm	Elv/ m	C.I/cm	D.A.T m ² /ha ⁻¹
Crato,CE	66	34	0.8	1033	708	DAP ≥ 5	1900
Londrina, PR	92	32	0.37	1600	610	CAP ≥ 15	3700
Vitória da Conquista, BA	34	12	0.14	1000	840	CAP ≥ 15	1752
Pinheiral, RJ	57	27	0.3	1308	345	DAP ≥ 5	1140
Catende, PE	90	38	1.00	1414	327	DAP ≥ 4,77	1049
Moreno, PE	43	23	0.5	1309.9	168	CAP ≥ 15	988
Rio Bonito, RJ	106	32	0.4	1500- 2000	150	DAP ≥ 5	1745
Maturéia/Mãe D'água, PB	87	34	0.22	800-1000	1.197	DAP ≥ 5,8	1148

Onde: A= Chapada do Araripe/Crato, Ceará (área estudada); B = Estevan, Vieira, Gorenstein (2016), Londrina, Paraná; C = Paula *et al.*, 2021, Vitória da Conquista, Bahia; D = Miranda *et al.*, 2019, Pinheiral, Rio de Janeiro; E = Costa Junior *et al.*, 2008, Catende, Pernambuco; F = Batista *et al.*, 2012, Moreno, Pernambuco; G = Carvalho, Braga, Nascimento (2007), Rio Bonito, Rio de Janeiro; H = Cunha e Silva-Junior (2018), entre

Maturéia e Mãe D'água, Paraíba. NE = Número de espécies; N.F = Número de famílias; m²/ha = área basal; P.a/mm = Pluviosidade anual; Elv/m = Elevação; C.I = Critério de inclusão; D.A.T m²/ha = Densidade absoluta total.

A análise de similaridade evidenciou a formação de três grupos, conforme o dendrograma: G1 (B, D e G), G2 (A, E e F) e G3 (C e H) (Figura 4). O grupo G1 foi formado por três áreas: um remanescente de Floresta Ombrófila Densa Submontana (Rio Bonito, RJ), um fragmento florestal de Mata Atlântica no Médio Paraíba (Pinheiral, RJ) e a RPPN da fazenda Figueira, fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (Londrina, PR). O grupo G2 foi formado por três áreas da região Nordeste: fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Mata do Sul (Catende, PE), fragmento de Floresta Atlântica (Moreno, PE) e este trabalho (Chapada do Araripe, Crato-CE). O grupo G3 é constituído por duas áreas também no Nordeste brasileiro: Floresta Estacional Semidecidual Montana (Vitória da Conquista, BA) e Floresta Estacional Semidecidual Montana do Pico do Jabre (entre os municípios de Maturéia e Mãe D'água, PB).

Figura 4. Dendrograma gerado pelo índice de similaridade de Jaccard entre oito áreas de Fragmentos Florestais localizadas no Nordeste, Sul e Sudeste do Brasil.



O dendrograma informa que os valores de similaridade variaram entre 0,08 a 0,23, o que indica baixa similaridade florística entre o fragmento de mata úmida da Chapada do Araripe e as demais localidades comparadas. Segundo Felfili *et al.* (2011) 0,5 é um valor limite inferior para indicar baixa semelhança florística entre áreas. Percebe-se que os grupos

formados são de áreas com proximidade geográfica, fator importante para semelhanças vegetacionais e determinação de espécies existentes. O distanciamento geográfico pode ser considerado fator contribuinte para menor similaridade devido a distintos padrões ambientais como: edáficos, clima, precipitação, condições geológicas e topográficas e o grau de perturbação do ambiente.

Similaridades florísticas entre regiões com características abióticas dissimilares assim como a nítida intromissão de espécies de matas secas na área estudada podem ser fundamentadas na interpretação gerada pela Teoria dos Refúgios e Redutos. Segundo Ab'Saber (1992) trata-se de repercussões das mudanças climáticas ocorridas no Quaternário, ao término do Pleistoceno (1,6 M.a), devido a grandes pulsações climáticas de longos intervalos de tempos intercalados entre as glaciações e tempos com temperaturas mais amena, causando retração de matas tropicais e expansão do cerrado e caatinga (AB'SABER, 1992; SILVA, 2011).

Os enclaves fitogeográficos de mata úmida, no espaço tropical do Brasil, são sinônimos de reminiscência (AB'SABER, 1992), rodeados por caatinga, expandindo cada vez mais o cerrado com a dominância de vegetação típica dessa fitofisionomia, retraindo espécies de floresta úmida, aumentando a heterogeneidade e diminuindo os índices de similaridade florística, que junto a ações antrópicas, são ameaças a conservação da riqueza e da biodiversidade.

Por fim, o fato de a diversidade beta apresentar alta heterogeneidade e baixos valores de similaridade florística, apontando maior semelhança com áreas no País pela proximidade geográfica, pode estar ligado a eventos antigos como as glaciações do Pleistoceno, mas aliados a eventos mais recentes como a tectônica paleogênica e as mudanças climáticas globais que ainda operam atualmente, sendo considerados agentes responsáveis pela configuração das paisagens brasileiras e da atual distribuição de biomas e espécies. Isto também pode explicar a supressão da vegetação úmida da Chapada do Araripe pelas fisionomias secas adjacentes, conforme observado nos resultados deste trabalho, já que o complexo vegetacional moderno ainda está se equilibrando através dos mecanismos de sucessão ecológica.

CONCLUSÃO

Os resultados de fitossociologia e diversidade florística apontam para a existência, no refúgio de mata úmida na Chapada do Araripe, de acentuada presença de espécies dos

ecossistemas secos circundantes, principalmente de savana florestada (Cerradão), como *Brosimum gaudichaudii*, espécie com maior IVI.

Os padrões da estrutura, com maioria dos indivíduos nas classes diamétricas primárias e hipsométricas intermediárias, apontam para uma comunidade seral em estágio de sucessão ecológica secundária.

A diversidade beta apresenta alta heterogeneidade e baixos valores de similaridade florística, indicando maior semelhança com áreas de mata úmida em Pernambuco, de maior proximidade geográfica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP); ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Universidade Regional do Cariri (URCA).

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. Contribuição a Geomorfologia dos Cerrados. *In*: FERRI, M. G. (Ed.). **Simpósio sobre o cerrado**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, p. 117-124, 1963.

AB'SABER, A. N. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas**, São Paulo, v. 3, p. 1-20, 1977.

AB'SABER, A. N. A Teoria dos Refúgios: origem e significado. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 29-34, 1992.

ÁLVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

APG IV. Na update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2019.

ARAÚJO, T. G.; QUEIROZ, A. B.; LOPES, S. F. Fitossociologia de um brejo de altitude no semiárido brasileiro: variação das espécies dominantes ao longo do gradiente altitudinal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 2, p. 779-794, 2019.

BATISTA, A. P. B.; MARANGON, L. C.; DE LIMA, R. B.; DOS SANTOS, R. C.; BARACHO JÚNIOR, E. Phytosociological structure, and hypsometric diameter of the tree community of a fragment of atlantic forest in the municipality of Moreno, Pernambuco,

Brazil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 7, n. 5, p. 114-120, 2012.

BRANDÃO, C. F. L. S.; VIEIRA, A. C. S.; FARIAS, D. S.; SILVA, L. G.; GONZAGA, E. P.; LANA, M. D.; COLA, R. E.; NOBRE, S. C. M. Análise do componente arbóreo adulto e regenerante e da serrapilheira em um remanescente de Floresta Atlântica em Rio Largo, Alagoas. *In*: PINTO, A. V. F.; LINS, C. F. S. B.; LANA, M. (Orgs). **Pesquisas Florestais em foco**. Nova Xavantina: Pantanal Editora, 2020. p. 70- 89.

BULHÃO, C. F.; FIGUEIREDO, P. S. Fenologia de leguminosas arbóreas em uma área de cerrado marginal no nordeste do Maranhão. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 361-369, 2002.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; MOURA, J. C.; LISBOA, M. A. N.; CRUZ, G. V.; GONÇALVES, B. L. M.; BARRETO, E. S. S. T.; BARROS, L. M.; DRUMOND, M. A.; MENDONÇA, A. C. A. M.; ROCHA, L. S. G.; SILVA, M. A. P.; CORDEIRO, L. S. Phytosociology, diversity and floristic similarity of a Cerrado fragment on Southern Ceará state, Brazilian Semiarid. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 49, n. 130, p. 1-17, 2021.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de mata atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata do Rio Vermelho). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 717-730, 2007.

COSTA, V. P. P. **Composição, estruturas e níveis de perturbação em um remanescente florestal de Mata Atlântica no Rio Grande do Norte**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Macaíba, 2020.

COSTA JUNIOR, R. F.; FERREIRA, R. L. C.; RODAL, M. J. N.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; SILVA, W. C. D. Estrutura fitossociológica do componente arbóreo de um fragmento de floresta ombrófila densa na mata sul de Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria. v. 18, n. 2, p. 173-183, 2008.

CUNHA, M. C. L.; SILVA JÚNIOR, M. C. Comunidades de árvores na floresta estacional semidecidual montana do Pico do Jabre, Paraíba. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 4, p. 1365-1380, 2018.

EMBRAPA. **Bioma Cerrado**. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/cerrados/colecao-entomologica/bioma-cerrado>>. Acesso em: 11 dez 2021.

ESTEVAN, D. A.; VIEIRA, A. O. S.; GORENSTEIN, M. R. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de floresta estacional semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 713-725, 2016.

FÁVARO, L. B.; SOUZA, A. L. D.; MAIA, R. T.; GASPAR, R. D. O. Estrutura de uma Floresta Ombrófila Densa Montana com dominância de *Euterpe edulis* Mart. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 2, p. 550-568, 2021.

FELFILI, J. M.; REZENDE R.P. **Conceitos e Métodos em Fitossociologia**. Brasília: Universidade de Brasília, 2003. 68 p.

FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. Procedimentos e métodos de amostragem de vegetação. *In*: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2011. p. 86-121.

FUNCEME. **Calendário chuvoso**. Fortaleza: Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2021. Disponível em: <<http://www.funceme.br/>>. Acesso em: 18 dez. 2021.

IBF. **Mata Atlântica**. Londrina: Instituto Brasileiro de Florestas, 2021. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica.html>>. Acesso em: 26 maio 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Normas Climatológicas do Brasil**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: Instituto Nacional de Meteorologia, 2021. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=>>. Acesso em 23 set. 2021.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New phytologist**, Lancaster, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928. 369 p.

LIMA, R. B. A.; DA SILVA, R. K. S.; DE PAULA, M. D.; GUIMARÃES, E. T. R.; BRAGA, E. C. B. Estrutura Fitossociológica e Diamétrica de um Fragmento de Mata úmida, Pernambuco, Brasil. **Revista Desafios**, Palmas, v. 4, n. 4, p. 143-153, 2017.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its measurement**. Princeton, New Jersey, 1988. p. 179.

MEIRA, A. C. S.; MELLO, A. A.; FERREIRA, R. A.; ALMEIDA, A. Q. **Análise Florística e Fitossociológica de um remanescente de Mata Atlântica localizado no Instituto Federal de Sergipe, Campus São Cristóvão**. São Cristóvão: Programa Institucional de Bolsa de Iniciação Científica – PIBIC, 2017. 26 p.

MIRANDA, C. D. C.; DONATO, A. D.; FIGUEIREDO, P. H. A.; BERNINI, T. A.; ROPPA, C.; TRECE, I. B.; BARROS, L. O. Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 4, p. 1601-1613, 2019.

MORO, M. F.; MACEDO, M. B.; MOURA-FÉ, M. M. D.; CASTRO, A. S. F.; COSTA, R. C. D. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 3, p. 717-743, 2015.

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley. 1974. 547 p.

NASCIMENTO, L. M.; RODAL, M. J. N. Physiognomy and structure of a seasonal montane forest at Borborema massif, Pernambuco-Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 27-39, 2008.

PAULA, A.; BARBERENA, I. M.; DE OLIVEIRA SOARES FILHO, A.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; PRATA, L. R.; MEDEIROS, W. P. Fitossociologia e síndrome de dispersão em Floresta Estacional Semidecidual Montana no Nordeste do Brasil. **Holos**, Natal, v. 37, n. 1, p. 1-15, 2021.

REFLORA. **Herbário Virtual**. Rio de Janeiro: REFLORA, 2021. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora>>. Acesso em: 20 maio 2021.

RODAL, M. J. N. **Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco**. 1992. Tese (Doutorado Ciências/Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

RODRIGUES, E. D. M.; QUEIROZ, R. T. D.; SILVA, L. P. D.; MONTEIRO, F. K. D. S.; MELO, J. I. M. D. Fabaceae in an rocky outcrop in the Brazilian semiarid. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 71, p. 1-25, 2018.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. Á.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. Ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

SANTOS, E. V. Morfopedologia, composição florística e fitossociologia de uma vereda no Sudeste de Goiás. **Geoambiente on-line**, Jataí, [SI.], n. 31, p. 137 -159, 2018.

SANTOS, J. E. G.; SILVA, M. A. P.; SILVA, D. L. Estrutura, dispersão e distribuição espacial de *Copaifera langsdorfii* Desf. na Floresta Nacional do Araripe, Ceará, Brasil. **Cadernos de Cultura e Ciência**, Crato, v. 15, n. 1, p. 72-81. 2016.

SANTOS, L. S.; CABRAL, C. J. B.; SILVA, H. P. B. Mancha de Cerrado associada á Teoria dos Refúgios no Agreste Pernambucano. **Revista do Ceres**, Viçosa, v. 1, n. 2, p. 169-175, 2015.

SILVA, W. M.; ZORZANELLI, J. P. F.; MOREAU, J. S.; ABREU, K. M. P. D.; KUNZ, S. H. Estrutura e sucessão ecológica de uma comunidade florestal urbana no sul do Espírito Santo. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 2, p. 301-314. 2017.

SILVA, M. L. A dinâmica de Expansão e Retração de Cerrados e Caatingas no Período Quaternário: Uma análise segundo a Perspectiva da Teoria de Refúgios e Redutos Florestais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 4, n. 1, p. 57-73, 2011.

VIADANA, A. G.; CAVALCANTI, A. P. B. A teoria dos refúgios florestais aplicada ao estado de São Paulo. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, Sobral, v. 8/9, n. 1, p. 61-80, 2007.

CAPÍTULO 2 Carbon stock and sequestration potential in a humid forest refuge in Brazilian semiarid

Artigo submetido à revista Environment Development, classificação A1 no Qualis/CAPES, fator de 4,69.

ABSTRACT

Forests function as carbon reservoirs as they act in its sequestration and storage, playing a fundamental role in global climate change mitigation. Payments for this kind of environmental service emerged as important-means for dropping deforestation. In this study, the potential of a forest fragment of humid forest in semi-arid Brazilian region to receive payments for environmental services for carbon (C) assimilation and storage was evaluated. Litter collectors were installed in the area to determine the C content in different litter components and relate their production to climatic variables. The carbon, carbon increment and stored carbon values were obtained by information collected in continuous forest inventory and use of conversion factors. The average carbon content of each litter component and the volume of wood stored in the forest, indicated that the fragment has 27.14 t.ha⁻¹ of carbon stored in its living biomass and an annual increment of 1.26 t.ha⁻¹year⁻¹. The annual average of litter components was 5.47 t.ha⁻¹year⁻¹, with an average content of the components of 50% (55.59 t.ha⁻¹) with an accumulated carbon mass of 2.73 t.ha⁻¹. Of the three studied compartments, only the leaves component showed a significant correlation with some climatic variable (rainfall). Based on amounts paid per ton of carbon sequestered, it is estimated that the area can earn € 2,583.79.ha⁻¹ in case of participation in program of payment for carbon sequestration and storage, this value serving as an incentive for the conservation of biodiversity, promoting environmental benefit and financial advantages compared to other forms of land use.

Keywords: Payment of Environmental Services, Sedimentary Humid Forest, Biodiversity conservation.

INTRODUCTION

Changes in Earth's climate system are natural processes, however, the intensity and speed of these changes in recent decades bring concern to the scientific community about their causes and consequences (DENG *et al.*, 2017). The increase in the concentration of Greenhouse Gases (GHG) has been causing changes in the climate and interfering in the radioactive balance of the atmosphere (REISCH, 2021), the main contributor being carbon dioxide (CO₂) (ZAHN, 2009). The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) predicts that, by 2100, the atmospheric concentration of CO₂ will be almost twice the value of 100 years before (WANG *et al.*, 2018).

Formal discussions resulted in collective efforts in the early 1970s, with the UN (United Nations) being responsible for holding annual conferences on climate change, strengthening scientific understanding on the subject with the rulers of several countries (LAHSEN, COUTO, LORENZONI, 2020). The Kyoto conference, held in Japan in 1997, resulted in the Kyoto Protocol, which established the concept of “carbon sequestration”, discussing and signing international agreements between member countries, with the purpose of reversing the accumulation of GHGs, establishing reduction goals and flexibilization mechanisms (KURIYAMAA; ABEB, 2018).

The major contributors to the high concentration of CO₂ in the atmosphere are burning of fossil fuels and changes in land use (deforestation and fires), which increases the planet's ability to retain heat, causing high temperatures (SILVA; MOURA, 2021). In the world, deforestation, which is one of the most common causes of CO₂ emission, corresponds to 6 to 17% of emissions (BACCINI *et al.*, 2012), accounting for about 5,800 million tons of carbon dioxide per year (MtCO₂/year) (WAHEED *et al.*, 2018).

With the Paris agreement, forest-based actions gained additional political relevance, and, in view of this fact, many countries began to contribute with forest carbon sequestration activities, in order to reduce net carbon emissions (FAVERO; DAIGNEALT; SOHNGEN, 2020).

Forests work as carbon reservoirs, acting in their cycle through assimilation and storage (DENG *et al.*, 2017), playing a key role in climate change mitigation, thus contributing to the storage of 80% of the total carbon above the soil in terrestrial ecosystems and 20% of carbon below ground (LI *et al.*, 2018). 8.6 Pg CO₂ are emitted into the atmosphere per year, but due to the efficient role of terrestrial sequestration in the global carbon cycle, only 3.5 Pg CO₂ remains in the atmosphere (MISHRA *et al.*, 2020). Researchers indicate that differences between ecosystems and species are important factors that affect carbon sequestration (YAO *et al.*, 2019; DONG *et al.*, 2022).

Litter is directly related to productivity in forest ecosystems and has a diversified production pattern with periods of greater and lesser intensity associated with environmental factors and climatic and genetic seasonality (GIWETA, 2020). The variation in quantification of its contribution can be generated by factors such as: precipitation, altitude, latitude, temperature, successional status, water availability, herbivory, wind, moisture and soil nutrient stock (MARTINS *et al.*, 2018). Its composition induces different structures of the soil

microbial community, which leads to different patterns of organic carbon decomposition and, consequently, different sequestration capacities (YAN *et al.*, 2018).

The increase in carbon flow reflects continuous photosynthetic processes and positive regulation (FELDMAN *et al.*, 2021). Biomass is a variable that reliably estimates the quantification of carbon sequestered and stored in forest ecosystems, enabling the gain of robust and consistent information, and therefore, it must be determined (MISHRA *et al.*, 2020). Measurements of carbon content are promising in providing information to evaluate the behavior of plants in terms of climate, biome, conservation status and alteration of forest environments (ANJALI, KHUMAN; SOKHI, 2020).

In order to implement biodiversity conservation projects and sustainable management plans, vegetation surveys are necessary on the area of interest, as well as studies on its limitations and resilience capacity (FERRAZ *et al.*, 2013; CALIXTO JÚNIOR *et al.*, 2021). The challenges arising from sustainability and biodiversity conservation also require solutions based on market actions. Payment for Environmental Services (PES) resulted in the “recovery of environmentalism”, formerly seen as defeated due to the constant threats to ecosystems and the services provided by them. PES’s can be local or expansive, geographic or monetary projects. As an example of the latter, European investments are cited in combat against deforestation and in encouraging the recovery of forest areas in the Brazilian Amazon (CHAN *et al.*, 2017). In this sense, the realization of studies that enable the measurement of the amount of carbon stock and increment in forests becomes an important tool, supporting knowledge already acquired and favoring the effectiveness of PES in tropical forests (PAIVA *et al.*, 2020).

Chapada do Araripe, located in the xerophytic domain of the Caatingas, Northeastern Brazil, has a milder climate compared to its semi-arid surroundings (QUEIROZ *et al.*, 2018). Its high environmental heterogeneity has different vegetation types that are strongly influenced by hydrographic conditions (ALCÂNTARA *et al.*, 2020). The Chapada is a geographic accident and paleontological site of relevant ecological value located among the states of Ceará, Pernambuco and Piauí, in the semi-arid region of the Brazilian Northeast (Caatinga biome), with abundant fossil fauna and plant diversity in different phytophysionomies (SILVA *et al.*, 2022). This research was carried out in a fragment of Sedimentary Humid Forest, which has species found in the Cerrado, Atlantic Rain Forest and Amazon, with high levels of heterogeneity and diversity and with a predominance of arboreal, thornless and evergreen plants (HONÓRIO *et al.*, 2019).

Considering that studies of biomass quantification and estimates of carbon stock and sequestration are necessary as subsidies for the conservation of forest areas and as a reference in the elaboration of carbon neutralization projects in the sphere of the Clean Development Mechanism (CDM), mitigating impacts of climate change and in combat against global warming, the objective of this study was to obtain baseline responses on carbon stock and carbon increment in a refuge of sedimentary basin humid forest at Chapada do Araripe, an area of great cultural and landscape importance and biodiversity in the Brazilian Northeast. In this way, evaluating the potential for carbon sequestration and storage of this phytophysiology, the feasibility of implementing Payments for Environmental Services (PES) is sought through participation in carbon credit projects. This is the first study that covers this theme in this area of Northeastern Brazil.

MATERIAL AND METHODS

Area of study

The study was carried out in a remnant of sedimentary basin humid forest (MORO *et al.*, 2015), which is characterized as a phytophysiology with trees of large size (average height of 11m), consisting of woody vegetation with straight and/or rectilinear stems, tortuous, well-branched and understory with a low incidence of regeneration (MMA, 2003). The area is located in the Private Reserve of National Heritage – RPPN Oásis Araripe (Figure 1), Chapada do Araripe, Crato municipality, southern Ceará state (7°13'55.09"S; 39°27'56.12"W; elevation 708.36 m.). This reserve is managed by Associação de Pesquisas e Preservação de Ecossistemas Aquáticos, created for the conservation of the endemic and critically endangered bird, the Araripe manakin (*Antilophia bokermanni* Coelho & Silva, 1998).

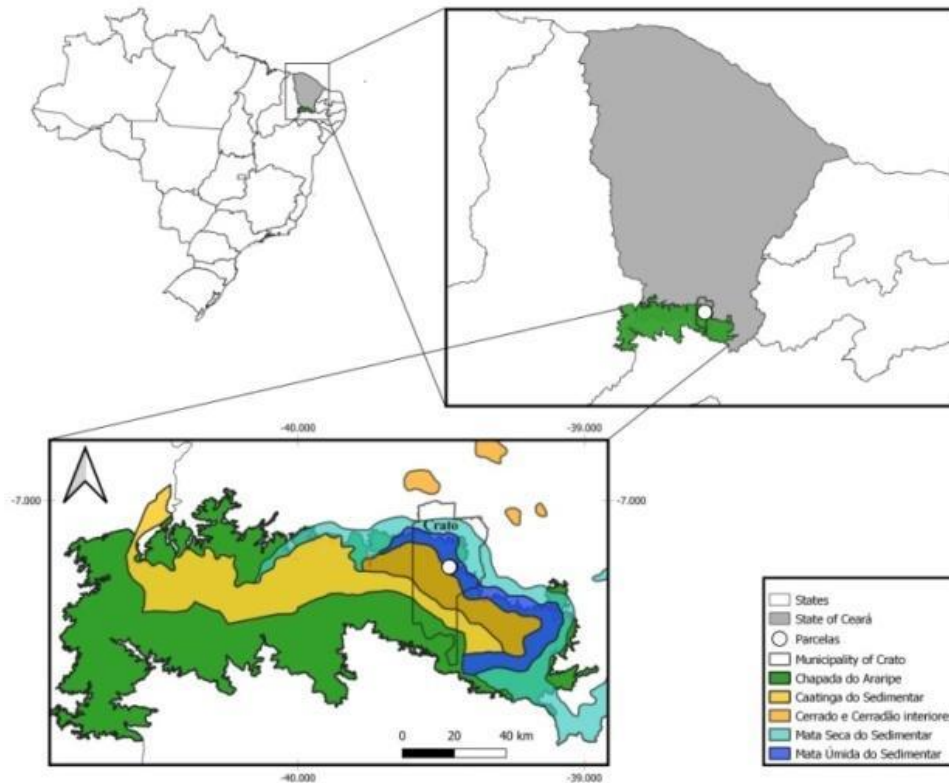


Figure 1. Geographic location of the area of study. Sedimentary basin humid forest refuge at Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.

The history of intervention in the area shows agropastoral use for circa 50 years. The Araripe Oásis Reserve has an area of 66 hectares, 50 ha of which are part of the Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) that was created on March 20th, 2015 by Law n° 9,985, which created the Brazilian national conservation unit system. The reserve is located in the surroundings of the Araripe National Forest – FLONA Araripe.

The predominant soil is of the Red-Yellow Latosol (LVA) type with a medium to clayey texture and permeable to rain (EMBRAPA, 2018) and the climate of the region according to the Köppen classification is of As type (ÁLVARES *et al.*, 2013). The area has characteristics of a tropical wet climate, marked by two well-defined seasons: a rainy season, which extends from December to April, and a dry season, from May to November, despite the transitory nature of the semi-arid climate of Northeastern Brazil (BSw). The average monthly rainfall in the rainy season is 1,033 mm (INMET, 2021) and the annual average temperature is 24°C (FUNCEME, 2021).

Litter deposition

To collect the senescent litter, five collectors with 1m² diameter were installed, 50 m equidistant in the north-south direction, between the plots for the floristic survey. The collectors were made of 5/8 wire, supported by 1½-inch galvanized iron rebar and wires, suspended one meter from the ground level and surrounded by two layers of mosquito net-like mesh, to prevent the loss of smaller material and allow the passage of rainwater.

The senescent material accumulated in the collectors was removed monthly over the period of twelve months (February 2021 to January 2022), packed in identified plastic bags and transported to Laboratório de Estudos da Flora Regional do Cariri – LEFLORE, Universidade Regional do Cariri – URCA, for later separation by compartments: leaves, stems and miscellaneous (flowers, fruits, seeds, feces, insects, etc.). The fractions were measured on a digital scale to three decimal places and kept in stove at 60°C until the material reached constant mass in three weighings to determine the dry mass. Then, the material was placed in a Willey type mill and packed in properly identified paper bags. The litter contribution was evaluated monthly, and the total was obtained and determined from the arithmetic mean of the five collectors.

Litter production in each collector was based on the model proposed by Ferreira *et al.* (2014), Ferreira and Uchiyama (2015):

$$PS = \frac{(\sum PMS \times 10.000)}{Ac}$$

Where:

PS = Litter production (kg ha⁻¹year⁻¹);

PMS = Monthly litter production (kg ha⁻¹month⁻¹);

Ac = Area of collector (m²).

Climatic Variables

To evaluate the influence of abiotic factors (climate) on litter deposition, a Complete Digital Meteorological Station - HM-1080 was installed at the main area of RPPN Oásis Araripe, where data on temperature, humidity and precipitation were collected through monthly averages.

Carbon Quantification

Annual Periodic Inventory and Increment – IPA

A forest inventory was carried out through systematic sampling, following the methodology proposed by Mueller-Dumbois and Ellenberg (1974). Thirteen permanent plots measuring 625 m² (25m x 25m – 0.8 ha) were plotted, randomly chosen and with a distance of 50m, demarcated with stakes one meter tall, monitoring the community for two years (2021/2022). All live trees and shrubs with DBH (diameter at breast height) ≥ 5 cm were measured, as well as total heights. The DBH measurement was performed with a dendrometric brace and the total height with a graduated telescopic rod. Phytosociological parameters were obtained using the Mata Nativa 2 software (FUNDAÇÃO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 2006), which allowed the comparative analysis between general parameters of the community for two years, among them, basal area per hectare, volume per hectare, total living biomass and stored carbon.

The annual periodic increment was calculated using the following equations:

$$\text{Growth} = C_2 - C_1$$

Where:

C_1 and C_2 = Measurements at the end and at the beginning of the period, respectively;

IPA = Annual periodic increment.

Element Analysis

The determination of the total carbon content in the compartments: leaves, branches and miscellaneous was carried out at Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Caprinos), Sobral, Ceará State, using a LECO carbon analyzer, model C-144. The element analysis method (EA) is based on the complete combustion of the dry sample, in which the elements C, H, N, S and O are quantified. Oxidation occurs at high temperature (from 900°C to 1200°C), the gases formed from the total combustion are separated and the concentrations are measured by different types of thermal conductivity detectors, which are then converted into percentage contents of each element, recorded in a *software* (CHATTERJEE *et al.*, 2009; PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2016).

Standing forest biomass and value of C stock

The estimation of carbon sequestration was performed by the non-destructive indirect method, as specified by Salati (1994). The use of the non-destructive method, based on parameter estimations from forest inventories, was used to better adapt to the complexity and floristic conditions of the area, as used by Fajardo and Timofeiczuk Júnior (2015) for the APA Serra de Baturité (Ceará). Forest inventory parameters (diameter and total height of tree individuals included in the inclusion criterion: $DBH \geq 5\text{cm}$) contributed to the quantification of carbon stored in the standing forest. These parameters were used in the equation by Brown, Gillespie and Lugo (1989) which considers $R^2 = 0.97$ for the conversion of biomass into carbon stock. This calculation was also used by Watzlawick *et al.* (2011) and Embrapa (2008) for Dense Ombrophilous Forest and is described as:

$$Y = \exp[-3.1141 + 0.9719 * \ln(\text{dbh}^2 * \text{htot})]$$

being:

Y= Biomass;

dbh= Diameter at breast height;

htot = Total height.

To calculate the carbon stock, the dry mass of individuals was estimated, considering that the average carbon content in wood is 50% for tropical forests (BROWN; GILLSEPIE; LUGO, 1989; NOGUEIRA, 2008). The carbon stock estimate expresses the amount that was removed from the atmosphere, present in the aerial biomass. According to Embrapa (2007), to determine the volume of CO₂ stock, 1 Megagram (Mg) or ton (t) of carbon is considered, which is equivalent to 3.67 Mg of CO₂.

After the quantification of the carbon mass in the litter and in the standing forest, the measurement of the carbon stock value was performed. The value used as a reference corresponds to the carbon credit commodity on the UK stock exchange, estimated at € 83.50.Mg⁻¹ (LSE, 2022).

Statistical Analysis

Statistical analysis was performed using GramPad Prisma 7.0 software. For climatic variables and significant differences in carbon content between plant compartments (leaves,

branches and miscellaneous) the results were analyzed using the nonlinear regression model of the curves, by ANOVA, in two ways. Tukey's test and Pearson's correlation (r) were performed to analyze the influence of each variable on litter production in the compartments, considering that when $p < 0.01$, the correlations are significant.

RESULTS AND DISCUSSION

Litter production

Table 1 shows the average contributions of the plant compartments (leaves, branches and miscellaneous). The total litter deposition was $5,560.40 \text{ kg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$. Senescence occurred throughout the year with different values for the compartments. In almost every month, except February/2021, the leaf fraction quantitatively prevailed. The value found in this study for annual leaf deposition was $3,859.64 \text{ kg/ha}^{-1}\text{year}^{-1}$ (± 2.787), equivalent to 69.39% of the total. The second highest quantitative importance was related to the branch fraction, with annual deposition equivalent to 15.61% and the miscellaneous fraction represented 14.96% of the total senescent litter (Table 1).

Table 1. Total deposition of senescent litter in kg ha^{-1} collected in a sedimentary basin humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.

Month	Leaves	Branches	Miscellaneous
	$\text{kg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$
Feb/21	78.5	101.60	132.96
Mar/21	64.5	23.56	34.92
Apr/21	66.0	26.00	54.02
May/21	66.0	54.00	50.46
Jun/21	178.0	48.02	20.02
Jul/21	494.0	196.60	23.20
Aug/21	637.20	80.80	25.00
Sep/21	791.20	90.20	86.80
Oct/21	638.20	103.20	96.80
Nov/21	492.60	90.20	84.60
Dec/21	245.00	15.60	115.20
Jan/22	108.40	38.60	108.40

Total	3,859.6	868.4	832.4
Mean	321.6	72.4	69.4
SD	±2.787	±5.024	±3.962

For Werneck, Pedralli and Gieske (2001), in conserved tropical forest ecosystems, litter production also occurred throughout the year and according to Carvalho *et al.* (2019) the total amount of litter produced at different times varied with patterns determined by the type and composition of the vegetation studied. This difference was also evidenced by different proportions of the fractions, and the leaf component was also found as the most significant portion by Scoriza and Piña-Rodrigues (2014) and Toscan, Guimarães, Temponi (2017), in which the litter is composed of 65% and 58.52% of leaves, respectively, in collections carried out in areas of semideciduous forest in the Brazilian states of São Paulo (southeast) and Paraná (south). Also corroborating the results obtained in this study, Sloboda *et al.*, (2017) found 73% of leaves in total litter produced in an area of Dense Ombrophilous Forest, in an Environmental Protection Area, in the municipality of Antonina, on the northern coast of Paraná State.

Converting the unit of measurement from kilogram (kg) to ton (t), the average annual litter production observed in this study was equivalent to 5.47 t.ha⁻¹year⁻¹, within the ranges found by Araújo (2010), in litter from tropical forests in Brazil, which ranged from 3.0 to 10.5 t.ha⁻¹year⁻¹ and 4.7 to 9.0 t.ha⁻¹.year⁻¹ in Natural Atlantic Rain Forest and 3.0 to 10.1 t.ha⁻¹.year⁻¹ in revegetated areas. Higher litter values were observed in the Atlantic Rain Forest, in forest environments of different successional stages, they have an average value of 8.0 t.ha⁻¹year⁻¹ (MARTINELLI; LINS; SILVA-SANTOS, 2017). Studies from the last 20 years in dense and semideciduous forests in Brazil show values between 4.7 and 8.44 t.ha⁻¹year⁻¹: Scheer, Gatti and Wisniewski (2011) with 6.40 t.ha⁻¹year⁻¹; Sloboda *et al.*, (2017) with 8.44 t.ha⁻¹year⁻¹, both for Dense Ombrophilous Forest and Scoriza and Piña-Rodrigues (2014) with 6.90 t.ha⁻¹year⁻¹ and Bianchi, Scoriza and Correia (2016) with 4.70 t.ha⁻¹year⁻¹ for Semideciduous Forest.

Observations point that precipitation can influence the litter contribution both in terms of volume and in the variation of the litter compartment type throughout the year. The highest litter deposition occurred during the dry period (May to November), caused by leaf senescence, corroborating data obtained by BARBOSA *et al.* (2017) who verified in their

research that the amount of deciduous material throughout the year is mainly related to climatic conditions.

The average annual temperature of the period was 25.2°C. The hottest month was August, with an average of 28.2°C and the coldest was June (21.8°C). The annual average of humidity was 62.24%, with the highest percentage recorded in March (73.4%) and the lowest percentage in August (52.93%). The total rainfall in the period was 1392.86 mm and the monthly average was 115.98 mm (Table 2).

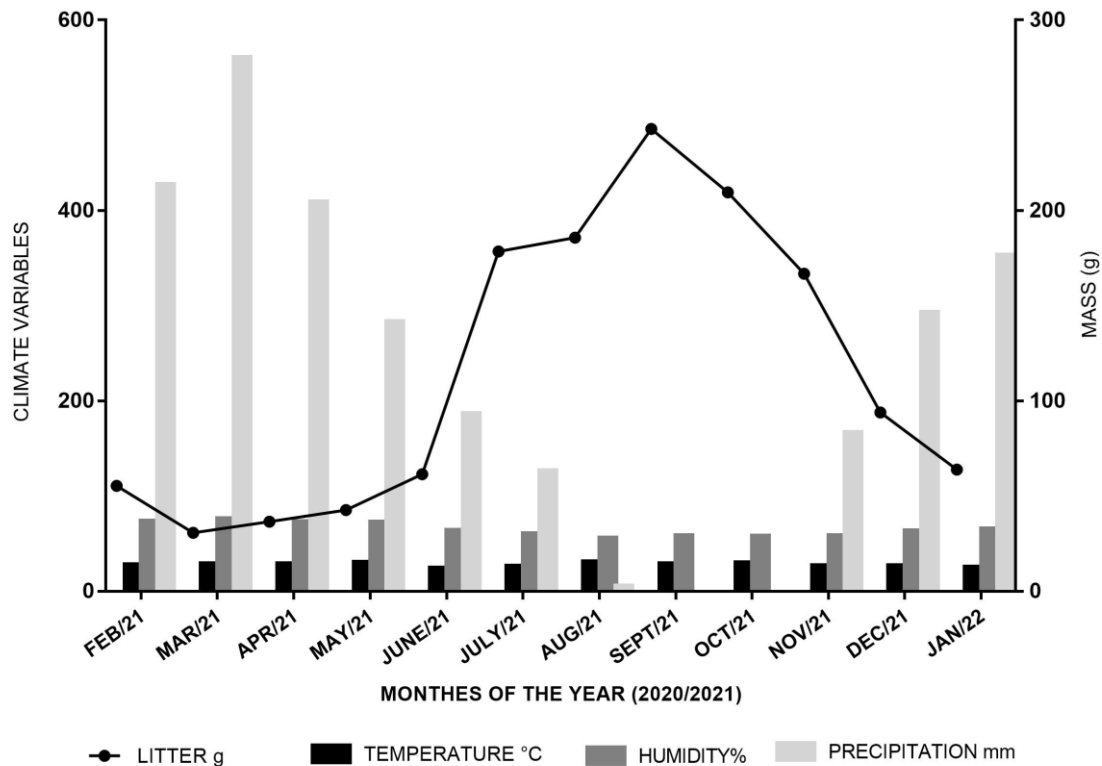
Table 2. Values of climatic variables (temperature, humidity and precipitation) during the period from February 2021 to January 2022, in a refuge of sedimentary basin humid forest in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.

Month/year	Temperature (°C)	Humidity (%)	Rainfall (mm)
feb/21	25.1	71	212.3
mar/21	26	73.4	279
apr/21	26.2	70.5	203
may/21	27.5	70	140.2
jun/21	21.8	61.3	92
jul/21	23.5	57.8	62
aug/21	28.2	52.93	1.28
sep/21	26.2	55.79	0.05
oct/21	27.1	55.3	0.03
nov/21	24	55.5	82
dec/21	24.3	60.7	145
jan/22	22.5	62.76	175

When analyzing the monthly totals, the rainy season (December to April) had the highest record in March (279 mm), while in the dry period (May to November), the precipitation had the lowest record in the months of September and October (n=0.05 mm and n=0.03 mm, respectively) (Table 2).

The Figure 2 presents values of climatic variables (temperature, humidity and precipitation) and their correlation with the production of senescent litter collected during the study period.

Figure 2. Contribution of senescent litter against climatic variables (temperature, humidity and precipitation) in the period from February 2021 to January 2022 in a sedimentary humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.



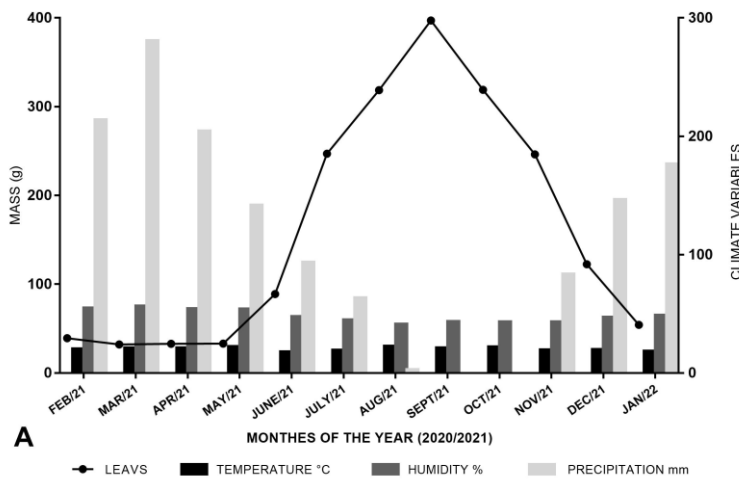
Values were expressed as mean \pm S.E.M. with nonlinear regression of curves, analyzed by two-way ANOVA, following Tukey's test. Considering $p < 0.01$ (equivalent to the 99% interval).

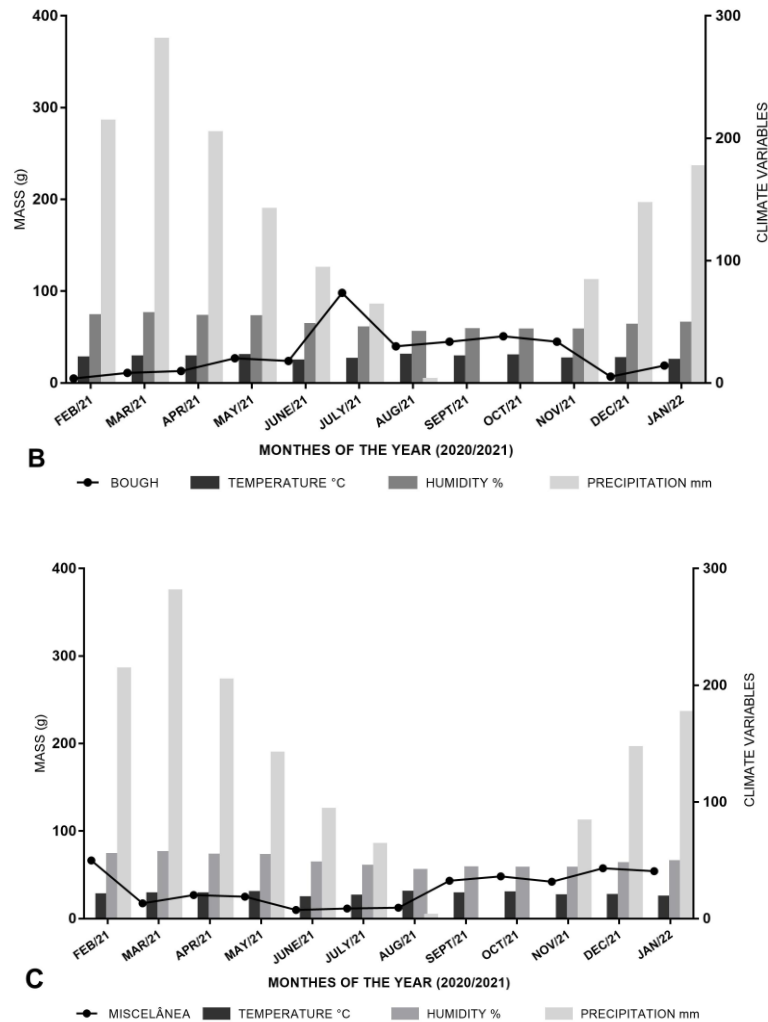
Temperature and humidity showed little variation over the period studied, unlike precipitation (Figure 2). The growth curve for litter in relation to leaves increased in June with the decrease in rainfall (Figure 3A). Litter contribution from the leaves component reaches its maximum in September with a total of $968 \text{ kg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$. Following the decline in litter supply, the rainy season begins. Vogel, Lorentz and Oliveira (2015) found similar results, where precipitation showed to regulate the contribution of litter and also observed an increase in litter deposition in the dry season and a decrease during the rainy season, evidencing the transition from the resumption of structural growth with the renewal of the canopies. Rainfall showed direct influence over the deposition of all litter fractions, mostly in its main component (leaf) (Figures 3A, 3B and 3C), with a substantial contribution in the dry period, when the lowest precipitation values occur (July to November).

The significative presence of branches in the litter was observed in the month of July (Figure 3B), which is justified by the higher wind speed in the region in this period. On a global scale, litter production peaks are correlated to temperature, precipitation, radiation and wind speed, due to the diversity of the species component with different responses to the environmental conditions to which they are subjected (ZHANG *et al.*, 2014; MARTINELLI; LINS, SANTOS, 2017; BAZI, 2019).

The miscellaneous compartment did not show significance in the correlation to climatic variables, however, there was a major increase in its production in the dry period (Figure 3C). Factors that contribute to higher values of this fraction are related to the diversity of the regional floristic composition, species with diversified reproductive elements and more robust fruits. According to Pedro *et al.* (2019) the highest production is expected to occur at the end of the dry season, which corroborates the results of this study.

Figure 3. Values of climatic variables (temperature, humidity and precipitation) and contribution of senescent litter in the leaves, branches and miscellaneous compartments, during the period from February 2021 to January 2022, in a relict of humid forest of the sedimentary basin in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.





Values were expressed as mean \pm S.E.M. with nonlinear regression of curves, analyzed by two-way ANOVA, following the Tukey test, considering $p < 0.01$ (equivalent to the 99% interval). Where: A: leaves, B: branches and C: miscellaneous.

Of the three studied compartments, only the leaves component showed a significant correlation with some climatic variable (rainfall). Precipitation is a fundamental variable to cause leaf abscission, mainly due to mechanical force (LIMA *et al.*, 2021), thus, variations in litter production are stimulated by some meteorological factors (FERREIRA *et al.*, 2014).

The studied phytophysiognomy showed a negative correlation between leaf mass and precipitation and humidity and a positive correlation with temperature (Table 3). According to Ferreira *et al.* (2014), in the dry season there is greater dehiscence of leaves, an adaptive characteristic associated with the evolutionary strategy of the species due to water stress, which guarantees the photosynthetic process and the survival of individuals during the dry season.

Table 3. Correlation values of litter production with climatic variables (temperature, humidity and precipitation) during the period from February 2021 to January 2022, in a refuge of sedimentary basin humid forest in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.

Compartments	Climatic Variables		
	Temperature	Humidity	Rainfall
Leaves	0.27	-0.88**	-0.90**
Branches	-0.02	-0.62	-0.66*
Miscellaneous	-0.08	0.03	0.13

Where: * $p < 0,001$ ** $p < 0,0001$

Annual Carbon Increment

The growth rate of individual trees in a forest is represented by the Annual Periodic Increment (IPA). Based on the forest inventory carried out in January 2021, there are results regarding annual ingress rates (Table 4) with periodic annual increment for DBH per cm, basal area per hectare, volume per hectare, total living biomass and carbon stocked.

The forest accumulated biomass during the period evaluated, since all the parameters considered showed an increase in values (Table 4). According to Vatrax, Alder and Silva (2018), the annual periodic increment (IPA) represents the individual growth rate of trees in the forest. In tropical forests, tree species have a variable growth rate due to several factors such as environmental heterogeneity, intra and interspecific characteristics and biotic and abiotic disturbances (ALDER, 1995).

The IPA value for average diameter observed in this study (Table 4) is close to values found by several authors, such as Vidal, Viana and Batista (2002) who studied an increase in the forest area in the Amazon, in the municipality of Paragominas, northeastern State of Pará (IPA=0.33 cm.year⁻¹); Vatrax, Alder and Silva (2018) in Dense Ombrophilous Forest in the Amazon (IPA=0.27 cm.year⁻¹); Paiva *et al.* (2020) in a Dense Ombrophilous Forest remnant in Parauapebas, Pará (IPA=0.39 cm.year⁻¹) and Figueiredo Filho *et al.* (2010) in a remnant of Mixed Ombrophylous Forest in the Irati National Forest (FLONA de Irati) in the municipalities of Teixeira Soares and Fernandes Pinheiro, central-south region of the State of Paraná (IPA=0.24cm.year⁻¹).

The value observed for basal area in this work (Table 4) is higher than the values found by Bezerra *et al.* (2018) in the Tapajós National Forest, State of Pará (0.44 m².ha⁻¹) and those found by Souza *et al.* (2012) in Experimental Forest of Embrapa Amazônia Ocidental in

Manaus ($0.33 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ and $0.12 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) with trees with inclusion criteria of $\text{DBH} \geq 10$, as well as values found in Ombrophilous Forest Mixed from southern Brazil, in the works of Schaaf (2001), in São João do Triunfo, Paraná ($0.24 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$); Figueiredo Filho *et al.* (2010) in Irati, Paraná ($0.23 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) and Cubas, Watzlawick and Figueiredo Filho (2016) in the municipality of Três Barras in Santa Catarina ($0.28 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).

The value of the average annual volumetric increment ($4.4 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) found (Table 4) is similar to those found in managed forest areas in the Western Amazon, State of Pará (main wood producer) as presented by Ribeiro *et al.* (2009) ($4.67 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) and Souza *et al.* (2017) ($4.63 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) with a result obtained in an area with 18 years after exploration.

The high IPA values for the variables studied, when compared to the literature for primary forests, are justified by the high number of recruited individuals (which reach the minimum inclusion diameter for the inventory) and the low mortality in the forest fragment. The high recruitment rate observed in this research is a common situation in forests that have suffered higher disturbances in the past, as the increase in the number and/or size of gaps and secondary forest formations in which pioneer species develop results in the inclusion of new individuals.

The average biomass stored in the study period, considering the total area evaluated (0.8 ha) was $55.07 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, of which $27.53 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ is organic carbon, which corresponds to 50% of the total biomass, maintained in accordance with the estimate proposed by the IPCC of 50% of carbon in relation to dry biomass. This result is the average of the values of total carbon stock in the living biomass found in studies carried out in Dense Ombrophilous Forest, in different fragments of Atlantic Rain Forest in Brazil, ranging from 51.20 to $136.68 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (VIEIRA *et al.*, 2011; MARCHIORI *et al.*, 2016; AZEVEDO *et al.*, 2018).

The Cerrado biome, the second largest in Brazil, shows different phytophysiognomies, also occurring in the Chapada do Araripe and has estimated values for biomass that vary between 5.50 and $62.96 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, being higher for forest formations. (ROQUETTE, 2018). According to Souza *et al.* (2012) storage and carbon sequestration are related to phytosociological structure, floristic composition and forest successional stage.

Table 4. Values of mean diameter, basal area, volume, live biomass, stored carbon and annual periodic increment (IPA) found in a sedimentary basin humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil, between 2021 and 2022.

Variables	2021	2022	IPA
Average diameter (cm)	9.93	10.28	0.35

Basal area (m ² .ha ⁻¹)	10.56	11.07	0.51
Volume (m ³ .ha ⁻¹)	92	96.4	4.4
Stocked carbon (t.ha ⁻¹)	27.14	28.43	1.26
Living biomass (t.ha ⁻¹)	54.28	56.87	2.59

The average biomass obtained was 55.57 t.ha⁻¹, with an average carbon stock of 27.78 t.ha⁻¹ and an average of 102.02 t.ha⁻¹ of CO₂ removed from the atmosphere (Table 5). The difference between the biomass values in the 12-month period predicts the potential for carbon sink on a regional and global scale.

Table 5. Average annual values of biomass, carbon stock and aerial CO₂ stock found in a sedimentary basin humid forest refuge in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.

	Biomass	C stock	CO₂ stock
Year	(t.ha ⁻¹)	(t.ha ⁻¹)	(t.ha ⁻¹)
2021	54.28	27.14	99.6
2022	56.87	28.43	104.44
Mean	55.57	27.78	102.02

The C and CO₂ stock averages presented in this study are superior to the estimates made in other forest formations in Brazil, such as those of a dense forest remnant in the Amazon region (25.45 t.ha⁻¹ C and 93.40 t.ha⁻¹ CO₂) (PAIVA *et al.*, 2020); of Ombrophilous Forest of Ibaté, São Paulo, Atlantic Rain Forest biome (26.19 t.ha⁻¹ C and 96.15 t.ha⁻¹ CO₂) (LACERDA *et al.*, 2009) and in forest fragments of humid forest at Serra do Baturité, north-central region of Ceará, with average values estimated at 23 t.ha⁻¹ C and 84.63 t.ha⁻¹ CO₂ (FAJARDO; TIMOFEICZYK, 2015). In tropical forests, soil CO₂ concentrations can change markedly on weekly, monthly and seasonal timescales, with high CO₂ levels in wet periods and low levels in drier periods (BARCELLOS *et al.*, 2018; FERNANDEZ-BOU *et al.*, 2018).

On a global scale, surveys using biomass density data from 413 areas from a forest inventory that assessed carbon and biomass stocks in dense forests in Tibet, resulting in a range of biomass density from 20 to 170 t.ha⁻¹ in a ten-year interval (2001 to 2010) (SUN *et al.*, 2016). The same authors estimated the total forest carbon stock at 16.6% from 831.1 Tg C in 2001 to 969.4 Tg C in 2050. In a study on forest carbon storage in southeastern Australia

from 2010 to 2015, Aponte *et al.* (2020) presented values of 178 Mg.C/ha⁻¹ for humid forests and 109 Mg.C/ha⁻¹ for forests with a drier climate.

It is important to point out that the study area is considered a refuge of Humid Forest, of secondary formation, in the midst of a semi-arid scenario, although it already presents clear penetration of tree species from the surrounding Mata Seca vegetation in Chapada do Araripe (Cerradão). There are differences observed in terms of biomass, carbon stock and sequestration in relation to different areas, expressed according to the tree composition of the community, with a high value of total basal area, its history of disturbance of more than 50 years of recovery (inserted in a Conservation Unit) and its successional stage as a function of the diversification and abundance of species.

Chemical Analysis of Organic Carbon Content

There was similarity in the carbon content of the three compartments, what indicates homogeneity in the carbon absorption of the forest (Table 6). Carbon contents may vary across different compartments, with information on potential carbon stocks, so sampling and analysis separated into leaves, branches and miscellaneous helps to reduce uncertainties in regional carbon stock estimates (SUN *et al.*, 2016).

Table 6. Mean values of litter mass, carbon content and mass accumulated in a Dense Ombrophilous Forest refuge (sedimentary basin humid forest) in Chapada do Araripe, Crato, Ceará, Northeastern Brazil.

Compartments	Mass of litter(t.ha ⁻¹)	Carbon content(%)	Carbono mass(t.ha ⁻¹)
Leaves	3.863	55.58	1.931
Branches	0.776	55.12	0.388
Miscellaneous	0.832	56.08	0.416
Total	5.471	55.59	2.735

Despite the similarity in the values of carbon content of the compartments observed in this study, a higher percentage is seen in the miscellaneous component, which corroborates the results found by Batista *et al.* (2020) in an urban forest fragment in Curitiba, Paraná, in which they indicated a significantly higher average carbon content for the miscellaneous component (44.46%) in relation to the others (leaves - 43.73% and branches - 43.80); as well as Paiva *et al.* (2020), when studying carbon stock in a dense forest remnant in the Brazilian Amazon (48.03% - miscellaneous, 47.85% - leaves and 46.87 - branches). This slightly higher

value may be related to the fact that the miscellaneous component is composed of a high diversity of organic matter present in structures such as: flowers, fruits, diaspores, excrements, body parts of different animals and organic material dispersed by them.

In a study carried out by Watzlawick *et al.* (2011) with leaves and branches of tree species from the Mixed Ombrophilous Forest in the State of Paraná, the highest average values of carbon content were found in the foliage, in the same way that the lowest were found in the branch component, a fact that occurred due to the greater leaf metabolic activity, where transpiration and photosynthetic processes take place. Vieira *et al.* (2009), when studying carbon content in the Cerrado and Caatinga biomes, found values of 43.24% and 47.39% for the leaves and branches, respectively, with average levels of 42.06% and 44.68%. The leaf senescence process may be related to the influence of carbon, since senescent leaves tend to have a higher content, as observed by Alves, Martins and Couceiro (2021), in riparian forest of Amazonian streams in Santarém region, Brazil.

In a dataset of eight ecosystems in eastern China, Zhu *et al.* (2017) present values of carbon concentration in compartments of leaves, branches, trunk and root, with records lower than those in this study for leaves (23.68%) and higher for branches (60.12%). In riparian forests located along water channels in relatively cold and humid temperate regions (53 areas of Tropical Forest of the Olympic Peninsula, Washington, USA), average carbon stock values of 63 Mg C/ha were observed (DYBALA *et al.*, 2019).

C Stock Value

Considering the amounts currently paid per ton of carbon sequestered, it is estimated that the 27.14 t.ha⁻¹ of carbon stored in the living biomass (commercial volume) represent a total of 2,252.62 €.ha⁻¹. The carbon sequestered annually totaled 3.99 t.ha⁻¹ [carbon incorporated in the litter (2.73 t.ha⁻¹) + average annual increment of carbon in the commercial volume (1.26 t.ha⁻¹)], totaling a value of € 331.17.ha⁻¹. Adding the two values, the studied fragment could receive a total of € 2,583.79.ha⁻¹ if it participated in a carbon sequestration and storage payment program.

Similar to what is portrayed in other works, such as in the Amazon Forest (PAIVA *et al.*, 2020), the great potential for receiving PES from the analyzed fragment lies in the maintenance of the carbon stock of living biomass, with 87.18% of the value total amount that can be received, not the carbon sequestration itself. This infers that the insertion of the humid

fragment in Chapada do Araripe in a PES program means, in addition to a broad environmental benefit, financial advantages in relation to other forms of land use. Added to this, there is the possibility of another source of income: the exploitation of non-timber forest products (NTFP).

It is important to point out that the values presented in this study refer only to the constant carbon in the living biomass above ground, as well as the annual increase in litter, not being observed the quantification of carbon in the soil, in the biomass below the ground, in the existing litter and in the forest canopy, which leads to an underestimation of the real potential that the forest has to receive carbon credits.

This is the first study focusing on estimating carbon stock and sequestration in Chapada do Araripe. The results obtained here denote the importance of the forest area studied in this process. The analyzes of estimates of CO₂, sequestered and stored carbon carried out here, in addition to being unprecedented for forest inventory data in the region, are also relevant for comparative analyses in future studies regarding the values of GHGs that are no longer emitted.

CONCLUSION

The price stipulated in Euros for the study area in a carbon credits program points to the potential of Payment for Environmental Services programs as important agents for biodiversity conservation and for revealing an alternative that can be more advantageous than other forms of land use and occupation.

The carbon stored with the maintenance of living biomass in the forest refuge contributes with more than 87,69% to the total carbon stocked, highlighting the importance of proper management in order to favor the development of the forest and the guarantee of forest cycling processes.

Biomass quantification studies and estimates of carbon stock and sequestration in the different compartments are fundamental for the conservation of forest areas and can be used as a reference for the elaboration of carbon neutralization projects in the sphere of the Clean Development Mechanism (CDM).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to acknowledge: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) (Project: BP4-0172-00213.01.00/20); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) and Universidade Regional do Cariri (URCA).

REFERENCES

- ALCÂNTARA, M.C., LUCENA, C.M., LUCENA, R.F.P., CRUZ, D.D, 2020. Ethnobotany and Management of *Dimorphandra gardneriana* in a Protected Area of Chapada do Araripe Semiarid Ceará, Northeastern Brazil. *Environmental Management*. 65, 420-432. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01253-0>
- ALDER, D., 1995. Growth modelling for mixed tropical forests Oxford. University of Oxford, Tropical forestry papers.
- ALVES, M., MARTINS, R.T., COUCEIRO, S.R.M., 2021. Breakdown of green and senescent leaves in Amazonian streams: a case study. *Limnology*. 22, 27-34. <https://doi.org/10.1007/s10201-020-00626-y>
- ÁLVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M, SPAROVEK, G., 2013. Köppen`s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22(6), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANJALI, K., KHUMAN, Y., SOKHI, J., 2020. A Review of the interrelations of terrestrial carbon sequestration and urban forests. *AIMS Environmental Science*, 7(6), 464-485. <https://doi.org/10.3934/environsci.2020030>
- APONTE, A., KASEL, S., NITSCHKE, C.R., TANASE, M.A., VICKERS, H., PARKER, L., FEDRIGO, M., KOHOUT, M., RUIZ-BENITO, P., ZAVALA, M.A., BENNETT, L.T., 2020. Structural diversity underpins carbon storage in Australian temperate forests. *Global Ecology Biogeography*. 29, 789–802. <https://doi.org/10.1111/geb.13038>
- ARAÚJO, K.D., 2010. Análise da vegetação e organismos edáficos em áreas de caatinga sob pastejo e aspectos socioeconômicos e ambientais de São João do Cariri-PB, PhD thesis, Natural Resources Program – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, PB.

- AZEVEDO, A.D., FRANCELINO, M.R., CAMARA, R., PEREIRA, M.G., LELES, P.S.S., 2018. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da Mata Atlântica. *Floresta* 48(2), 183-194. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v48i2.54447>
- BACCINI, A., GOETZ, S., WALKER, W., LAPORTE, N.T, SUN, M., SULLA-MENASHE, D., HACKLER, J., BECK, P.S.A., DUBAYAH, R., FRIEDL, M.A., SAMANTA, S., HOUGHTON, R.A., 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*. 2, 182-185. <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>
- BARBOSA, V., BARRETO-GARCIA, P., GAMA-RODRIGUES, E., DE PAULA, A., 2017. Biomassa, Carbono e Nitrogênio na serrapilheira Acumulada de Florestas Plantadas e Nativa. *Floresta e Ambiente*. 24, e20150243. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.024315>
- BARCELLOS, D., O'CONNELL, C.S., SILVER, W., MEILE, C., THOMPSON, A. 2018. Hot Spots and Hot Moments of Soil Moisture Explain Fluctuations in iron and carbon cycling in a humid tropical forest soil. *Soil Systems* 2(4), 59. <https://doi.org/10.3390/soilsystems2040059>
- BATISTA, D.B., DACOL, F., CORTE, A.P., MARTINI, A., REIS, A.R., 2020. Aporte de serrapilheira e teor de carbono orgânico em um fragmento florestal urbano. *Nature and Conservation*. 13(4), 22-30. <http://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2020.004.0003>
- BAZI, C.A., 2019. Produção e decomposição de serrapilheira em um fragmento urbano de Mata Atlântica. Master's degree thesis - Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, São Paulo, SP.
- BEZERRA, T.G., LIMA, A.O.S., ARAÚJO, J.T.R., SANTOS, M.G.S., NEVES, R.L.P., MORAES, G.C., MELO, L.O., 2018. Estrutura e dinâmica de uma área manejada na Floresta Nacional Do Tapajós. *Agroecossistemas*. 10(2), 94-112. <http://dx.doi.org/10.18542/ragros.v10i2.5131>
- BIANCHI, M.O., SCORIZA, R.N., CORREIA, M.E.F., 2016. Influência do clima na dinâmica de serrapilheira em uma floresta estacional semidecidual em Valença, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*. 14(2), 97-101.
- BROWN S., GILLESPIE A.J.R., LUGO A. E., 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*. 35, 881-902.
- CALIXTO JÚNIOR, J.T., MOURA, J.C., LISBOA, M.A.N., CRUZ, G.V., GONÇALVES, B.L.M., BARRETO, E.S.S.T., BARROS, L.M., DRUMOND, M.A., MENDONÇA,

- A.C.A.M., ROCHA, L.S.G., SILVA, M.A.P., CORDEIRO, L.S., 2021. Phytosociology, diversity and floristic similarity of a Cerrado fragment on Southern Ceará state, Brazilian Semiarid. *Scientia Forestalis*. 49(130), e3459. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n130.01>
- CARVALHO, F.F., BARRETO-GARCIA, P.A.B., ARAGÃO, M.A., VIRGENS, A.P., 2019. Litterfall and Litter Decomposition in Pinus and Native Forests. *Floresta e Ambiente*. 26(2), e20170165. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.016517>
- CHAN, K.M.A., ANDERSON, E.K., CHAPMAN, M., JESPERSEN, K., OLMSTED, P., 2017. Payments for ecosystem services: Rife with problems and potential for transformation towards sustainability. *Ecological Economics*. 140, 110-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.029>
- CHATTERJEE, A., LAL, R., WIELOPOLSKI, L., MARTIN, M.Z., EBINGER, M. H., 2009. Evaluation of different soil carbon determination methods. *Critical Reviews in Plant Science*. 28, 164-178. <https://doi.org/10.1080/07352680902776556>
- CUBAS, R., WATZLAWICK, L.F., FIGUEIREDO FILHO, A., 2016. Incremento, ingresso, mortalidade em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Três Barras-SC. *Ciência Florestal*. 26(3), 889-900. <https://doi.org/10.5902/1980509824216>
- DENG, L., HAN, Q., ZANG, C., TANG, Z., SHANGGUAN, Z., 2017. Above-Ground and Below-Ground Ecosystem Biomass Accumulation and Carbon Sequestration with *Caragana korshinskii* Kom Plantation Development. *Land Degradation & Development*. 28, 906-917. <https://doi.org/10.1002/ldr.2642>
- DONG, L., LI, J., LIU, Y., HAI, X., LI, M., WU, J., WANG, X., SHANGGUAN, Z., ZHOU, Z., DENG, L., 2022. Forestation delivers significantly more effective results in soil C and N sequestrations than natural succession on badly degraded areas: Evidence from the Central Loess Plateau case. *Catena*. 208, 1-10, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105734>
- DYBALA, K.E., MATZEK, V., GARDALI, T., SEAVY, N.E., 2019. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. *Global Change Biology*. 25(1), 57-67. <https://doi.org/10.1111/gcb.14475>
- EMBRAPA., 2007. Dinâmica espaço temporal do carbono aprisionado na fitomassa dos agroecossistemas no nordeste do Estado de São Paulo. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite.

- EMBRAPA., 2008. Estoques de carbono do estrato arbóreo de cerrados no pantanal da Nhecolândia. Corumbá, MS: Embrapa; Comunicado Técnico n. 68.
- EMBRAPA., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. Ed. Brasília, DF: Embrapa.
- FAJARDO, A.M.P., TIMOFEICZYK JUNIOR, R., 2015. Avaliação Financeira do Sequestro de Carbono na Serra de Baturité, Brasil. *Floresta e Ambiente*. 22(3), 391-399.
- FAVERO, A., DAIGNEAULT, A., SOHNGEN, B., 2020. Forests: Carbon sequestration, biomass energy, or both?. *Science Advances*. 6(13), 1-13.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aay6792>
- FELDMAN, A.F., CHULAKADABBA, A., SHORT GIANOTTI, D.J., ENTEKHABI, D., 2021. Landscape-scale plant water content and carbon flux behavior following moisture pulses: From dryland to mesic environments. *Water Resources Research*. 57, e2020WR02759. <https://doi.org/10.1029/2020WR027592>
- FERRAZ, R.C., MELLO, A.A., FERREIRA, R.A., NACIMENTO-PRADA, A.P., 2013. Levantamento Fitossociológico em área de caatinga no monumento natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. *Revista Caatinga*. 26(3), 89-98.
- FERREIRA, M. L., SILVA, J.L., PEREIRA, E. E., LAMANO-FERREIRA, A. P. N., , 2014. Produção e decomposição de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica secundária de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. *Revista Árvore*. 38(4), 591-600.
<https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300016>
- FERREIRA, M.L., UCHIYANA, E.A., 2015. Litterfall assesement in a fragment of secondary tropical forest, Ibiúna, SP. *Revista Árvore*. 39(5), 791-799.
<https://doi.org/10.1590/0100-67622015000500002>
- FERNANDEZ-BOU, A.S., DIERICK, D., SWANSON, A.C., ALLEN, M.F., ALVARADO, A.G.F., ARTAVIA-LEON, A., CARRASQUILLO-QUINTANA, O., LACHMAN, D.A., OBERBAUER, A., PINTO-TOMAS, A.A., RODRIGUEZ-REYES, Y., RUNDEL, P., SCHWENDENMANN, L., ZELIKOVA, T.J., HARMON, T.C., 2018. The Role of the Ecosystem Engineer, the Leaf-Cutter Ant *Atta cephalotes*, on Soil CO₂ Dynamics in a Wet Tropical Rainforest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*. 123, 260-273. <https://doi.org/10.1029/2018JG004723>
- FIGUEIREDO FILHO, A., DIAS, A.N., STEPKA, T.F., SAWCZUK, A.R., 2010. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em floresta Ombrófila Mista. *Floresta*. 40(4), <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v40i4.20328>

- FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Calendário chuvoso. <http://www.funceme.br/> (Accessed 18 December 2021)
- FUNDAÇÃO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA (RS). Software Mata Nativa 2: manual do usuário. Viçosa: Cientec, 2006. 295 p.
- GIWETA, M., 2020. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*. 44, 11. <https://doi.org/10.1186/s41610-020-0151-2>
- HONÓRIO, A.C., QUARESMA, A., OLIVEIRA, C.T., LOIOLA, M.I.B., 2019. Flora do Ceará, Brasil: *Mikania* (Asteraceae: Eupatorieae). *Rodriguésia*. 70, 1-15. <https://doi.org/0.1590/2175-7860201970003>
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Normas Climatológicas do Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento: Instituto Nacional de Meteorologia, 2021. <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=> (Accessed 23 September 2021)
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2014. v. 4. <https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html> (Accessed 22 August 2021)
- KURIYAMAA, A., ABEB, N., 2018. Ex-post assessment of the Kyoto Protocol – quantification of CO2 mitigation impact in both Annex B and non-Annex B countries. *Applied Energy*. 222, 286-295. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.025>
- KÖPPEN, W., GEIGER, R., 1928. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes.
- LACERDA, J.S., COUTO, H. T. Z., HIROTA, M. M., PASISHNYK, N., POLIZEL, J. L., 2009. Estimativa da Biomassa e Carbono em Áreas Restauradas com Plantio de Essências Nativas. *METRVN: Emendabis Mensvram Silvarvm*. 5, 1-23.
- LAHSEN, M., COUTO, G.A, LORENZONI, I., 2020. When climate change is not to blame: Disaster attribution policy from an international perspective. *Climatic Change*. 158, 213-233. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02642-z>
- LI, Q., JIA, Z., FENG, L., HE, L., YANG, K., 2018. Dynamics of biomass and carbon sequestration across a chronosequence of *Caragana intermedia* plantations on alpine sandy land. *Scientific Reports*. 8, 12432. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30595-3>
- LIMA, R.B., FERREIRA, R.L.C., SILVA, J.A.A., ALVES JÚNIOR, F.T., OLIVEIRA, C.P., 2021. Estimating Tree Volume of Dry Tropical Forest in the Brazilian SemiArid Region: A Comparison Between Regression and Artificial Neural Networks. *Journal*

<https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1754241>

LSE - LONDON STOCK EXCHANGE. Prices & markets. 2022. Disponível em <http://www.londonstockexchange.com> Acesso em 11 de julho de 2022.

MARCHIORI, N.M., ROCHA, H.R., TAMASHIRO, J.Y., AIDAR, M.P.M., 2016. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic Forest, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. *Cerne*. 22(4), 501-514. <https://doi.org/10.1590/01047760201622042242>

MARTINELLI, L.A., LINS, S.R.M., SANTOS, J.C., 2017. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*. 49, 443-451. <https://doi.org/10.1111/btp.12448>

MARTINS, W.B.R., FERREIRA, G.C., SOUZA, F.P., DIONÍSIO, L.F.S., OLIVEIRA, F.A., 2018. Deposição de serrapilheira e nutrientes em áreas de mineração submetidas a métodos de restauração florestal em Paragominas, Pará. *Floresta*. 48(1), 37-48. <https://doi.org/10.5380/ufv.v48n1.49288>

MISHRA, A., KUMAR, M., MEDHI, K. SHEKHAR, I., 2020. Biomass energy with carbon capture and storage (BECCS). *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. 399-427. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-64309-4.00017-9>

MORO, M.F., MACEDO, M.B, MOURA-FÉ, M.M., CASTRO, A.S.F., COSTA, R.C., 2015. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. *Rodriguésia*. 66(3), 717-743. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-786020156630>

MULLER-DOMBOIS, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and Methods of Vegetation*. Ecology, New York. John Wiley & Sons.

NOGUEIRA, E.M., 2008. Densidade de madeira e alometria em árvores de florestas do “arco do desmatamento”: implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia brasileira. PhD thesis, Tropical Forest Science Program – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus, Cap. 1, 23-45.

PAIVA, W.S., CAMELO, G.C.C., ARAÚJO, R.F., GOULART, S.L., ABRÃO, S.F., EBLING, A.A., 2020. Pagamento por serviço ambiental em floresta ombrófila densa secundária no sudeste do Pará. *Biofix scientific Journal*. 5(1), 114-120. <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v5i1.68458>

- PEDRO, C.M., SILVA, F.C.S., BATISTA, A.C., VIOLA, M.R., COELHO, M.C.B., GIONGO, M., 2019. Supplying and decomposition of burlap in a fragment of cerrado *sensu stricto*. *Floresta*. 49(2), 237-246.
- PEREIRA JUNIOR, L. R. ANDRADE, E.M., PALÁCIO, H.A.Q., RAYMER, P.C.L., RIBEIRO FILHO, J.C., PEREIRA, F.J.S., 2016. Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. *Revista Ciência Agronômica*. 1, 32-40.
<https://doi.org/10.5935/1806-6690.20160004>
- REISCH, R.D.N., 2021. O potencial brasileiro para gerar créditos de carbono através da conservação florestal, reflorestamento e produção agrícola sustentável. *Humboldt - Revista de Geografia Física e Meio Ambiente*. 1(3), e61662.
- QUEIROZ, R.T., CORDEIRO, L.S., SAMPAIO, V.S., RIBEIRO, R.T.M., LOIOLA, M.I.B., 2018. A Região Nordeste. *In: Coradin, L.; Camillo, J.; Pareyn, F.G.C. (Eds.) Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região Nordeste*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 73-104.
- RIBEIRO M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest disturbed? Implications for conservation. *Biological Conservation*. 142 (6), 1141 - 1156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- ROQUETTE, J.G., 2018. Distribuição da biomassa no cerrado e a sua importância na armazenagem do carbono. *Ciência Florestal*. 28(3), 1350-1363.
<https://doi.org/10.5902/1980509833354>
- SALATI, E., 1994. Emissão x sequestro de CO₂ – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil. *In: Anais do Seminário emissão x sequestro de CO₂ – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil*. Rio de Janeiro: CVRD; 15-37.
- SANTOS, F.G., CAMARGO, P.B., OLIVEIRA JÚNIOR, R.C., 2018. Estoque e dinâmica de biomassa arbórea em floresta ombrófila densa na Flona Tapajós: Amazônia Oriental. *Ciência Florestal*. 28(03), 1049-1059. <https://doi.org/10.5902/1980509833388>
- SCHAAF, L.B., 2001. Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná. Master's degree thesis (Forest Engineering), Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- SCHEER, M.B., GATTI, G., WISNIEWSKI, C., 2011. Fluxos de nutrientes na serrapilheira de uma floresta pluvial aluvial secundária no sul do Brasil. *Revista de Biologia Tropical*. 59(4), 1869-1882.

- SCORIZA, R.N., PIÑA-RODRIGUES, F.C.M., 2014. Influência da precipitação e temperatura do ar na produção de serrapilheira em trecho de floresta estacional em Sorocaba, SP. *Floresta*. 44(4), 687-696. <http://dx.doi.org/10.5380/RF.v44i4.34274>
- SILVA, J. M.; MOURA, C.H.R., 2021. Análise da vegetação de um remanescente de Floresta Atlântica: subsídios para o projeto paisagístico. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*. 9(1), 002-024.
- SILVA, L.V.A., ARAÚJO, I.F., BENÍCIO, R.M.A., NASCIMENTO, A.S., MORAIS, H.N., MORAIS, S.C.O., LISBOA, M.A.N., CRUZ, G.V., FABRICANTE, J.R., CALIXTO-JÚNIOR, J.T., 2022. Plantas exóticas na Chapada do Araripe (Nordeste do Brasil): ocorrência e usos. *Revista Brasileira de Geografia Física*. 15(03), 1239-1259. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.3.p1239-1259>
- SLOBODA, B., 2017. Litterfall and Nutrient Dynamics in a Mature Atlantic Rainforest in Brazil. *Floresta e Ambiente*. 24, e20160339. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.033916>
- SOUZA, M.A.S., AZEVEDO, C.P., SOUZA, C.R., FRANÇA, M., VASCONCELOS NETO, E.L., 2017. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia central. *Floresta*. 47(1), 55-63. <http://dx.doi.org/10.5380/RF.v47i1.43312>
- SOUZA, A.L., BOINA, A., SOARES, C.P.B., VITAL, B.R., GASPAR, B. de O., LANA, J.M., 2012. Estrutura fitossociológica, estoques de volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. *Revista Árvore* 36 (1), 169-179. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000100018>
- SOUZA, C.R., AZEVEDO, C.P., ROSSI, L.M.B., SILVA, K.E., SANTOS, J., HIGUSHI, N., 2012. Dinâmica e estoque de carbono em floresta primária na região de Manaus/AM. *Acta Amazônica*. 42(4), 501-506. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000400007>
- SUN, X., WANG, G., HUANG, M., CHANG, R., RAN, F., 2016. Forest biomass carbon stocks and variation in Tibet's carbon-dense forests from 2001 to 2050. *Scientific Reports*. 34687. <https://doi.org/10.1038/srep34687>
- TOSCAN, M.A.G., GUIMARAES, A.T.B., TEMPONI, L.G., 2017. Caracterização da produção de serrapilheira e da chuva de sementes em uma reserva de floresta estacional semidecidual, Paraná. *Ciência Florestal*. 27(2), 415-427. <https://doi.org/10.5902/1980509827725>

- UNITED NATIONS. Framework Convention on Climate Change. Kyoto protocol. *In*: http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php. Acess. Jun 5th, 2022.
- VATRAZ, S.; ALDER, D.; SILVA, J.N.M., 2018. Autocorrelação temporal do incremento em diâmetro e as diferenças de crescimento entre grupos de espécies em uma floresta ombrófila densa. *Revista Brasileira de Biometria*. 36(1), 56-73. <https://doi.org/10.28951/rbb.v36i1.118>
- VIDAL, E., VIANA, V.M., BATISTA, J.L.F., 2002. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia Oriental. *Scientia Forestalis*. 61, 133 -143.
- VIEIRA G., SANQUETTA C.R., WAMBIER KLÜPPEL M.L., BARBEIRO L.S.S., 2009. Teores de carbono em espécies vegetais da caatinga e do cerrado. *Revista Acadêmica Ciência Animal*. 7(2), 145-5. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v7i2.9846>
- VIEIRA, S.A., ALVES, L.F., DUARTE-NETO, P.J., MARTINS, S.C., VEIGA, L.G., SCARANELLO, M., PICOLLO, M., CARMAGO, P., CARMO, J., SOUSA NETO, E., SANTOS, F., JOLY, C., MARTINELLI, L., 2011. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above - and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution* 1 (3), 421-434. <https://doi.org/10.1002/ece3.41>
- VOGEL, H.L.M., LORENTZ, L.H., OLIVEIRA, F.P., 2015. Produção de serrapilheira em mata nativa na região Central da Depressão-RS. *Revista Ecologia e Nutrição Florestal*. 2(3), 84-92.
- WANG, K., HU, D., DENG, J., SHANGGUAN, Z., DENG, L., 2018. Biomass carbon storages and carbon sequestration potentials of the Grain for Green Program-Covered Forests in China. *Ecology and Evolution*. 15, 7451-7461. <https://doi.org/10.1002/ece3.4228>
- WAHEED. R., CHANG, D., SARWAR, S., CHEN, W., 2018. Forest, agriculture, renewable energy and CO₂ emission. *Journal of Cleaner Production*. 172, 4231-4238. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.287>
- WATZLAWICK, L.F., EBLING, A.A, RODRIGUES, A.L., VERES, Q.L., LIMA, A.M., 2011. Variação nos Teores de Carbono Orgânico em Espécies Arbóreas da Floresta Ombrófila Mista. *Floresta e Ambiente*. 8(3), 248-258. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2011.045>

- WERNECK, M.S., PEDRALLI, G., GIESEKE, L.F., 2001. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecidual com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica de Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica*. 24, 195-198. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000200009>
- YAN, J.A., WANG, L., HU, Y., TSANG, Y.F., ZHANG, Y., WU, J., FU, X., SUN, Y., 2018. Plant litter composition selects different soil microbial structures and in turn drives different litter decomposition pattern and soil carbon sequestration capability. *Geoderma*. 319, 194-203. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.009>
- YAO, Y., GE, N., YU, S., WEI, X., WANG, X., JIN, J., LIU, X., SHAO, M., WEI, Y., KANG, L., 2019. Response of aggregate associated organic carbon, nitrogen and phosphorous to re-vegetation in agro-pastoral ecotone of northern China. *Geoderma* 341, 172-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.036>
- ZHANG, H., YUAN, W., DONG, W., LIU, S., 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*. 20, 240-247.
- ZHU J., HE, N., ZHANG, J., WANG, Q., ZHAO, N., JIA, Y., GE, J., YU, G., 2017. Estimation of carbon sequestration in China's forests induced by atmospheric wet nitrogen deposition using the principles of ecological stoichiometry. [Environmental Research Letters](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa94a4) 12(11), 1-9. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa94a4>
- ZAHN, R., 2009. Beyond the CO₂ connection. *Nature*. 460, 335-336. <https://doi.org/10.1038/460335a>

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo os resultados de fitossociologia e diversidade florística apontam para a existência, no refúgio de mata úmida na Chapada do Araripe, de acentuada intromissão de espécies dos ecossistemas secos circundantes, principalmente de savana florestada (Cerradão), como *Brosimum gaudichaudii*, espécie com maior IVI.

O levantamento fitossociológico forneceu informações que possibilitam a compreensão dos padrões biogeográficos do fragmento estudado, podendo, dessa forma, subsidiar a gestão de ecossistemas para preservação do patrimônio genético, conservação da biodiversidade, recomposição de áreas degradadas, criação de outras Unidades de Conservação e como base de estudo para sequestro e estoque de carbono.

A Chapada do Araripe apresenta grande potencial de sumidouro de carbono, sequestrando em média 102,02 tCO₂.ha⁻¹. O carbono armazenado com a manutenção da biomassa viva contribui em 87,69% para o total de carbono estocado. Esses valores referem-se ao carbono presente na biomassa viva a cima do solo e ao incremento anual da serrapilheira, os valores de carbono abaixo do solo não foram quantificados, sendo este estudo direcionado apenas a matéria orgânica acima do solo, com informações robustas que gera uma subestimativa quanto ao potencial real da floresta em sequestro e estocagem de carbono para receber créditos de carbono.

O preço estipulado em Euros (2.583,79 €.ha⁻¹) possibilita a inserção do fragmento estudado em programas de Pagamentos por Serviços Ambientais como uma vantagem ambiental e financeira, o que garante importante agente de conservação da biodiversidade e por revelar uma alternativa que pode ser mais vantajosa do que outras formas de uso e ocupação da terra.

O estudo apresentado pode servir como ponto de partida para elaboração e avaliação de projetos de redução de emissões de gases de efeito estufa, a quantificação de biomassa e estimativas de estoque e sequestro de carbono nos diferentes compartimentos são fundamentais para a conservação de áreas florestais e podem ser usados como referência para elaboração de projetos de neutralização de carbono na esfera do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

