



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**CARLOS VICTOR GONÇALVES CAVALCANTE**

**SUBSÍDIOS À PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS COM POUCO CONHECIMENTO  
BIOLÓGICO PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA CAATINGA**

**FORTALEZA**

**2023**

CARLOS VICTOR GONÇALVES CAVALCANTE

SUBSÍDIOS À PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS COM POUCO CONHECIMENTO  
BIOLÓGICO PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Francisca Soares de Araújo

Coorientador: Prof. Dr. Waldir Mantovani  
Dr. Bruno Sousa de Menezes

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- C364s Cavalcante, Carlos Victor Gonçalves.  
Subsídios à priorização de áreas com pouco conhecimento biológico para a conservação da biodiversidade na caatinga / Carlos Victor Gonçalves Cavalcante. – 2023.  
100 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2023.  
Orientação: Prof. Dr. Francisca Soares de Araújo.  
Coorientação: Prof. Dr. Waldir Mantovani .
1. Planejamento Ambiental. 2. Geoecologia. 3. Conservação da Caatinga. 4. Geoprocessamento. 5. Flora da Caatinga. I. Título.

CDD 577

---

CARLOS VICTOR GONÇALVES CAVALCANTE

SUBSÍDIOS À PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS COM POUCO CONHECIMENTO  
BIOLÓGICO PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovado em: 28/02/2023

BANCA EXAMINADORA

---

Profa. Dra. Francisca Soares de Araújo  
Universidade Federal do Ceará (UFC) – Presidente

---

Prof. Dr. Marcelo Oliveira Teles de Menezes  
Instituto Federal do Ceará (IFCE)

---

Profa. Dra Anna Abrahão  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, em especial à minha esposa, Maria Leonor e minha filha Ana Clarisse, pelo apoio e suporte durante os dois anos de intenso trabalho e com muitos desafios.

Agradeço aos meus orientadores, Prof. Dra Francisca Soares de Araújo e Prof. Dr Waldir Mantovani por mostrar os caminhos da conservação da biodiversidade e suas complexidades, no direcionamento condução deste trabalho. Ao Dr Bruno Menezes pelo suporte e apoio no Laboratório de Fitogeografia.

Agradeço à prof. Dra Iracema Loiola pela colaboração na identificação do material botânico. Ao Herbário Prisco Bezerra, em especial, à Sarah pelo depósito e manutenção do material botânico.

Agradeço também ao prof. Dr Rafael Costa pelo delineamento da pesquisa e sugestão de estatística.

Agradeço aos meus amigos e colegas do Laboratório de Fitogeografia, aos doutorandos Carlos Eduardo, Darlene, Andreza, Virginia, e de iniciação científica Natan e Leal pelo apoio e incentivo, em especial ao Carlos Eduardo que ajudou no trabalho de campo e estatísticos.

Agradeço ao sindicato dos trabalhadores rurais dos municípios de Boa Viagem, Quixeramobim, Pedra Branca, Mombaça, Tauá, Arneiroz e Catarina pelo apoio no contato com os donos das propriedades particulares para a coleta dos dados deste trabalho.

Agradeço em especial aos moradores da área e entorno que contribuíram no suporte, apoio e acompanhamento em campo, Jonas, Fernando, Chico Mecê e Ricardo em Boa Viagem, Rogerio em Quixeramobim; Elizangela Gonçalves e Glevir em Tauá, Francinilda, Luiz Cosmo e Luiz em Arneiroz, Sr Deca em Catarin;, Antônio Mais, Francisco, Deuzinho, seu Val e seu Francisco em Mombaça; José Airton e Jessé em Pedra Branca.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pelo financiamento à pesquisa.

“O equilíbrio da natureza não é um status quo; é fluido, em perpétua mudança, em constante estado de ajuste. O ser humano também é parte desse equilíbrio. Às vezes o equilíbrio pende a seu favor; outras vezes – muitas vezes em decorrência de suas próprias atividades -, ele pende para o lado contrário ao seu.” (CARSON, 1962).

## RESUMO

As principais causas no declínio da Diversidade Biológica são intensas mudanças no uso da terra e das paisagens naturais. Baseado em imagens de satélite, analisamos aspectos geomorfológicos, fisiográficos, edáficos e o nível de distúrbios antropogênicos da cobertura vegetal em uma área classificada pelo Ministério do Meio Ambiente como prioritária para conservação da biodiversidade no estado do Ceará. A área de estudo tem 3.923,41 km<sup>2</sup>. Foi realizado o mapeamento através da sobreposição de cartas temáticas de solos, elevação, geomorfologia e composição da paisagem. A partir das análises de imagens sobre o nível de conservação da cobertura vegetal, associado com mapa de classe de solos, selecionamos fragmentos de vegetação em altitudes similares e sob diferentes ordens de solos para verificar a estrutura da vegetação arbustiva e arbórea. Identificamos três unidades geomorfológicas: Superfícies Aplainadas, Maciços do Sertão Central e Patamar Sertanejo, com elevação que variou de 280 a 700 m, mapeamos quatro classes de solos: Planossolos, Neossolos Litólicos Chernossolos e Luvisolos. Identificamos duas unidades Fitoecológicas, Floresta Estacional Decídua Submontana (Matas Secas Serranas) com 27.110,00 mil/há, Savana Estépica (Caatinga) 261,370,00 há, seguido por 53,640,00 há de pastagem, 33,830,00 há de mosaico de agricultura e pastagem. A diversidade beta total foi  $\beta$  0,89. A classe dos Chernossolos e Neossolos Litólicos apresentaram uma diversidade beta de  $\beta$  0,76. Os Chernossolos apresentaram maior riqueza, com 48 morfoespécies, e um total de 2037 indivíduos lenhosos, isso se justifica por apresentar características de profundidade e fertilidade favorecendo a disponibilidade de nutrientes. Nossos resultados indicam a necessidade de um zoneamento territorial propositivo, que possa estabelecer unidades de conservação da biodiversidade, recuperação de áreas degradadas e conter a perda de biodiversidade. Agradecemos a CAPES pelo financiamento e ao Laboratório de Fitogeografia.

**Palavras-chave:** Planejamento ambiental; Geoecologia; Conservação da caatinga; Geoprocessamento; Flora da caatinga.

## ABSTRACT

The main causes of the decline in Biological Diversity are intense changes in land use and natural landscapes. Based on satellite images, we analyzed geomorphological, physiographic, edaphic aspects and the level of anthropogenic disturbances of vegetation cover in an area classified by the Ministry of the Environment as a priority for biodiversity conservation in the state of Ceará. The study area is 3,923.41 km<sup>2</sup>. Mapping was carried out by superimposing thematic maps of soils, elevation, geomorphology and landscape composition. From image analyzes on the level of conservation of vegetation cover, associated with a soil class map, we selected fragments of vegetation at similar altitudes and under different soil orders to verify the structure of shrub and tree vegetation. We identified three geomorphological units: Flattened Surfaces, Central Sertão Massifs and Sertanejo Patamar, with elevations ranging from 280 to 700 m. We mapped four soil classes: Planosols, Neossolos Litólicos Chernossolos and Luvisols. We identified two Phytoecological units, Submontane Deciduous Seasonal Forest (Matas Secas Serranas) with 27,110.00 thousand/ha, Estépica Savanna (Caatinga) 261,370.00 ha, followed by 53,640.00 ha of pasture, 33,830.00 ha of agricultural mosaic and pasture. Total beta diversity was  $\beta$  0.89. The class of Chernossols and Litholic Neosols presented a beta diversity of  $\beta$  0.76. The Chernossols presented greater richness, with 48 morphospecies, and a total of 2037 woody individuals, this is justified by their characteristics of depth and fertility, favoring the availability of nutrients. Our results indicate the need for purposeful territorial zoning, which can establish biodiversity conservation units, recover degraded areas and contain biodiversity loss. We thank CAPES for funding and the Phytogeography Laboratory.

**Keywords:** Environmental planning; Geoecology; Conservation of the caatinga; Geoprocessing; Flora of the caatinga.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>8</b>
<b>1.1</b>	<b>Concepções Históricas Globais sobre Conservação da Biodiversidade .....</b>	<b>9</b>
<b>1.2</b>	<b>Concepções Históricas da Conservação no Brasil.....</b>	<b>14</b>
<b>1.3</b>	<b>Legislação Brasileira de Proteção à Biodiversidade .....</b>	<b>15</b>
<b>1.4</b>	<b>Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).....</b>	<b>17</b>
<b>1.5</b>	<b>Justificativa e estrutura da dissertação.....</b>	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO I: A GEOECOLOGIA DA PAISAGEM NO SEMIÁRIDO CEARENSE: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO, PLANEJAMENTO E GESTÃO DE TERRITÓRIOS. ....</b>	<b>25</b>
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO II: DIVERSIDADE ARBÓREA NA CAATINGA PODE SER EXPLICADA PELA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E SUBSIDIAR A PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....</b>	<b>51</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>82</b>
<b>4.1</b>	<b>Proposta de zoneamento propositivo da área prioritária para conservação</b>	<b>82</b>
<b>4.2</b>	<b>Proposta de criação de zonas de unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável.....</b>	<b>83</b>
<b>4.3</b>	<b>Proposta de zonas de recuperação de mata ciliar do rio Jaguaribe e Banabuiú .....</b>	<b>84</b>
<b>4.4</b>	<b>Proposta de zonas de recuperação de áreas degradadas .....</b>	<b>84</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>88</b>
	<b>ANEXO A – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA .....</b>	<b>89</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

As principais causas no declínio da Diversidade Biológica são intensas mudanças no uso da terra e das paisagens naturais (WALZ; SYRBE, 2013). A fragmentação e perda de habitats é um processo no qual áreas amplas e contínuas são divididas em vários fragmentos, reduzindo a quantidade total de um tipo de habitat, e promovendo a divisão dos habitats remanescentes em manchas mais isoladas (PRIMACK, 2016). O desmatamento, a mineração, urbanização e a introdução de espécies invasoras favorecem a perda de habitat, causando um desequilíbrio nos ecossistemas naturais. Para contornar esse processo, o estabelecimento de áreas protegidas é fundamental para a proteção da biodiversidade e garantir a manutenção dos processos ecológicos.

O efeito das atividades humanas nos ecossistemas naturais e nas comunidades biológicas é uma das preocupações da Biologia da Conservação e a preservação dos recursos naturais é uma luta contra o tempo para evitar extinções de espécies, muitas ainda não descritas pela ciência (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Para garantir a conservação da biodiversidade em paisagens cada vez mais heterogêneas, faz-se necessário o estabelecimento de normas e regras, como ferramentas importantes na conservação.

O estabelecimento de leis, normas e decretos é uma segurança jurídica efetiva na proteção dos direitos ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, sadio e suas alterações para fins escusos podem gerar consequências danosas ao equilíbrio natural. Para garantir que os recursos naturais se mantenham preservados para futuras gerações não bastam apenas as normas jurídicas, mas também é essencial a participação ativa da sociedade e, principalmente, das comunidades tradicionais (indígenas, ribeirinhos, pescadores e camponeses) em um processo contínuo de identificação cultural e valorização dos saberes locais (MEA MAAS *et al.*, 2019).

A delimitação de áreas protegidas levando em consideração a interdisciplinaridade pode contribuir para melhores resultados. Uma análise mais ampla, como composição das paisagens, relevo, solos, geomorfologia conectando com dados de biodiversidade podem contribuir na compreensão de processos ecológicos e evolutivos essenciais para sustentar a biodiversidade (DEAN; GRANT, 2000).

Somente 15,79% da superfície da Terra está protegida por algum tipo de unidade de conservação (UNEP-WCMC e IUCN 2022). Os ambientes sob climas secos representam os sistemas tropicais mais explorados e ameaçados do mundo (JANZEN, 1988). Nas formações vegetais tropicais sob climas secos, cerca de 97% passam por um ou mais tipos de ameaças

provenientes de ações antrópicas (MILES *et al.* 2006) Estima-se que um quarto da população mundial reside nessas áreas, as quais correspondem a aproximadamente 100 países (IUCN, 1999). Os prognósticos de degradação desses ambientes são preocupantes e têm indicado rápido crescimento (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Esse processo de perdas ou reduções da qualidade biológica e da produtividade econômica nas áreas áridas, semiáridas e subúmidas, têm como principais agravantes a crise climática em andamento e a intensidade e expansão das atividades antrópicas (IPPC, 2021, MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). O semiárido brasileiro é um dos mais populosos do mundo, dentre áreas com características climáticas equivalentes e é, comparativamente, o mais úmido (MELO-FILHO; SOUSA 2006). Por estar situado em baixas latitudes tropicais, portanto fora da zona global de ocorrência de regiões áridas e semiáridas, trata-se de uma região com características naturais complexas e altamente heterogêneas em relação à chuva, à resistência e à resiliência do solo e da vegetação (MELO-FILHO; SOUSA 2006).

A alta susceptibilidade à degradação física do solo é uma característica ambiental comum aos ambientes áridos e semiáridos (CHAVES; KINJO 1987). Estes ecossistemas são / importantes na retenção de sedimentos e nutrientes, funcionam como habitat para diversas espécies de animais, vegetais e microrganismos (SOLH *et al.* 2003). Enfim, são locais que participam do balanço e manutenção dos processos biofísicos globais (IUCN, 1999).

No estado do Ceará, predominantemente sob um clima tropical semiárido, apenas 0,59% da área total está protegida integralmente, ou seja, na categoria de proteção integral (SEMA, 2022). A vegetação que regionalmente denominada de Caatinga vem sendo degradada há pelos menos dois séculos e entre os anos de 1985 e 2019 a região perdeu 11% da sua vegetação nativa, enquanto as áreas destinadas à agropecuária tiveram aumento aproximado de 30% (SOUZA *et al.*, 2020).

## **1.1 Concepções Históricas Globais sobre Conservação da Biodiversidade**

As áreas protegidas devem servir de base nas estratégias de conservação e de proteção da biodiversidade. Dentre várias abordagens para o planejamento e conservação existe um consenso sobre a importância de focar na representatividade (FAJARDO *et al.*, 2014). Isso significa que as áreas protegidas precisam considerar toda a multiplicidade da biodiversidade como os parâmetros de riqueza biodiversidade, endemismo e as ameaças que podem vir a interferir na manutenção dos processos naturais. O planejamento da conservação é um desafio em vários países ricos em biodiversidade. A alta diversidade implica na coleta de informações

para muitas espécies, enquanto os dados de distribuição disponíveis ainda são insuficientes para muitas delas, gerando lacunas no conhecimento (FAJARDO *et al*, 2014).

Para que a conservação da biodiversidade tenha efetividade, as unidades que formam uma paisagem devem ser definidas claramente. Nesse caso, os primeiros procedimentos a ser adotados na conservação à nível de paisagem, e a delimitação da área, bem como sua identificação e localização em uma região específica (DEAN; GRANT, 2000). A geomorfologia, por exemplo, influencia indiretamente na distribuição dos ecossistemas terrestres, por proporcionar, em escala regional, variações nos solos, temperatura, direção dos recursos hídricos e na absorção hídrica, modelando a paisagem. Assim, influencia a riqueza, diversidade e a distribuição da biota terrestre (KRATZ *et al*, 1991, FORMAN, 1995).

A maioria dos trabalhos sobre a seleção de áreas prioritárias para conservação, está concentrada em estudos de espécies, populações e comunidades (DEAN; GRANT, 2000). Porém, a melhor estratégia para selecionar áreas prioritárias para conservar a biodiversidade envolve vários níveis de biodiversidade, como paisagens, vegetação, geomorfologia, solos e fatores climáticos em conjunto com dados de espécies e ameaças (DEAN; GRANT, 2000).

As pesquisas de conservação devem ser acessíveis aos formuladores de políticas e gestores de conservação para se tornarem efetivas. As localizações de áreas protegidas têm sido direcionadas para terras sub-representadas, improdutivas ou inacessíveis, como topo de morros, chapadas, o que compromete seu papel na eficácia da conservação e uso sustentável da biodiversidade global (MATZEK *et al*, 2013). Nas ciências da conservação deve haver múltiplos atores e grupos sociais envolvidos, o que Mea Maas *et al*. (2019) representou com o “conservação inclusiva”. Esse processo de inclusão requer um pensamento e ação transdisciplinar na ciência e na prática, a fim de combinar as necessidades, perspectivas e possibilidades de conservação de diferentes grupos sociais. Por tanto, novas abordagens são necessárias para desenvolver uma melhor compreensão das complexidades e desafios inerentes à “conservação inclusiva”, a fim de alcançar os objetivos múltiplos e interligados da ciência e prática da conservação.

As áreas protegidas, além de conservar a biodiversidade contribuem para geração de serviços ecossistêmicos de curto e longo prazo (DONNELLY; RODRÍGUEZ, 2022). Por outro lado, sua efetividade na conservação da biodiversidade se concentra apenas em áreas totalmente protegidas, como apontadas nos estudos de Donnelly e Rodríguez (2022).

A conservação das paisagens naturais e sua biodiversidade, se estruturam na compreensão de dois objetivos norteadores: - os efeitos antropogênicos nas paisagens e na biodiversidade e - a mitigação dos efeitos causados pelos seres humanos, evitando as extinções

de espécies, muitas ainda nem descobertas pela ciência (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). A extinção das espécies é um processo natural dentro de uma determinada comunidade, em um espaço e em tempo determinado. Nos últimos séculos as extinções de grandes grupos de seres vivos vêm sendo causadas pelas mudanças nos ambientes naturais pelo ser humano (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), nisso as áreas protegidas desde a criação do primeiro parque Yellowstone (1872), vêm mitigando as pressões antropogênicas.

A criação da primeira área protegida, em todo o mundo, o Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, foi reflexo da percepção da natureza pelo ser humano e da luta dos pensadores, escritores e defensores norte-americanos de ambientes selvagens, que estimularam um clima intelectual favorável à criação de parques, incluindo o naturalista Henry David Thoreau (1817-1862), um dos principais expoentes do transcendentalismo romântico norte-americano (MCCORMICK, 1992; NASH, 2014; FRANCO *et al*, 2015). O que era antes caracterizado como uma contemplação da vida selvagem, foi referência para a conservação da biodiversidade. A mudança na percepção do ser humano sobre a natureza e as paisagens naturais têm avançado nas ciências naturais nos séculos XVIII e XIX (MCCORMICK, 1992; NASH, 2014; FRANCO *et al*, 2015). Os trabalhos de Carl Von Linné (1707-1778), Charles Darwin (1809 – 1882) e de Alfred Russel Wallace (1823-1913) estruturaram bases sólidas para a conservação da biodiversidade (MCCORMICK, 1992; NASH, 2014; FRANCO *et al*, 2015), pois, a partir dessas bases teóricas podemos compreender a evolução e distribuição espacial das espécies em diferentes ambientes, onde os organismos ocorrem, quantos ocorrem em um determinado local e por que esses organismos estabeleceram nessas regiões. Ou seja, as relações estabelecidas entre a distribuição desses organismos e sua abundância e suas interações.

Nos anos de 1850 Thoreau, no seu transcendentalismo romântico com a natureza e preocupado com a extinção dos povos indígenas e animais selvagens, propôs a criação de florestas protegidas de domínio do Estado, que fossem capazes de garantir a sobrevivência dos povos e de animais nativos, mas que, também, servissem para contemplação das pessoas que tinham uma relação próxima com a natureza (NASH, 2014). A visão romântica da natureza e a sua contemplação das paisagens naturais foi de grande importância cultural e filosófica para as primeiras organizações sociais de preservação, e as pessoas que as propuseram ficaram conhecidas na época como “preservacionistas”. Outra visão da natureza menos radical, da mesma época, era a dos “conservacionistas”, cujo pensamento era o da natureza como um recurso de uso direto, mas racional, gerenciado para múltiplos usos. Não se restringiam apenas à proteção dessas áreas, mas também de prover recursos naturais para os centros urbanos, como a água que, por sua vez, era o principal recurso natural para as cidades (FRANCO *et al*, 2015).

Durante os séculos XIX e XX outros países foram inspirados pelo Parque de Yellowstone criando, assim, suas reservas naturais (MCCORMICK, 1992; BRITO, 2000). O Canadá criou seu primeiro parque nacional em 1885, a Argentina em 1903 e o Chile em 1926. Em 1933 a Conferência Internacional para a Proteção da Fauna e da Flora, realizada em Londres, deu origem à Convenção sobre a Preservação da Fauna e da Flora em seu Estado Natural, com os países sul-americanos, gerando um documento, o qual serviu de base para a criação de áreas especialmente protegidas, definindo um conceito comum para todas as áreas protegidas e, principalmente, às de Parques Nacionais (MCCORMICK, 1992; BRITO, 2000).

Na reconstrução do mundo pós-guerra, o capitalismo percebeu a natureza como um recurso a ser explorado em nome do “Progresso”, promovendo a exploração de recursos naturais transformados em bens consumíveis e acumuláveis em estoque (FORESTA, 1991; FRANCO, et al, 2015). Nessa visão totalmente cumulativa de bens a partir de recursos naturais, a conservação da natureza foi deixada em segundo plano e, com o aumento populacional, principalmente nos países chamados de terceiro mundo, cresceu também a pressão sobre os recursos naturais (MCCORMICK,1992; FARNHAM, 2007). Nessa época, a recém-criada Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) serviu de base para a criação em 1948 da União Internacional para a Proteção da Natureza (IUPN), que depois se tornou uma importante instituição internacional voltada para a conservação da biodiversidade, ou a IUCN (União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais) (MCCORMICK, 1992; FARNHAM, 2007).

Com o avanço das ciências ecológicas entre as décadas de 1930 a 1970, a ecologia de paisagens proposta por Carl Troll (1939), a teoria de ecossistemas, proposta por Arthur George Tansley, (1935) e a teoria da biogeografia de ilhas de Robert MacArthur e Edward Osborn Wilson (1967) embasaram novas perspectivas para a percepção da natureza e das paisagens naturais, servindo de base para tomadores de decisão na elaboração de políticas de proteção dos ambientes naturais. A proteção passou a não se restringir a algumas espécies ou a alguns recursos específicos e paisagens naturais e passou a considerar processos ecológicos que interagem entre diferentes ecossistemas nas paisagens.

Um divisor de águas na conservação da biodiversidade foi a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano, a Conferência de Estocolmo, realizada na capital da Suécia, em 1972 (BORRINI-FEYERABEND, 2017). Ela teve como pontos principais a avaliação dos problemas do meio ambiente global e sugeriu ações corretivas, não só do ponto de vista científico, mas, principalmente, social, político e econômico (BORRINI-FEYERABEND, 2017).

Após 40 anos da conferência de Estocolmo, a Convenção sobre Diversidade Biológica se reuniu na Província de Aichi, Japão, em outubro de 2010, com o objetivo de estabelecer ações para mitigar os efeitos antrópicos na perda de biodiversidade do planeta (BORRINI-FEYERABEND, 2017). Como resultado desse encontro foi criado o instituído o Plano Estratégico de Biodiversidade para o período de 2011 a 2020. Foram estabelecidas 20 metas, chamadas de “Metas de Aichi para a Biodiversidade”, voltadas para a redução da perda da biodiversidade em âmbito mundial (BORRINI-FEYERABEND, 2017).

Mudanças de paradigma na conservação da biodiversidade são necessárias, devem considerar um desenvolvimento econômico sustentado ao longo dos anos, provendo melhoria na qualidade de vida das suas populações e, com isso, induzir a que menos recursos sejam retirados da natureza para sua sobrevivência (IUCN, 2022). Regiões semiáridas, onde há sazonalidade climática e baixa geração de renda na economia local, são comumente afetadas pelo uso excessivo de recursos naturais, principalmente madeira para gerar energia e construir moradias, e a caça de animais, para alimentação (GONÇALVES *et al*, 2023). Por outro lado, há preocupações recentes no meio científico e nas Organizações Não Governamentais ONGs com a sobrevivência de populações tradicionais e indígenas, pois sua visão de uma natureza profundamente ligada à cultura desses povos, orienta a proposição de políticas públicas de proteção do meio ambiente como ferramenta de proteção dessas populações (FRANCO, *et al*, 2015). Sabe-se que a conservação da fauna e da flora, os serviços oferecidos pela natureza, a conservação da biodiversidade e a proteção de grupos sociais específicos, cuja vida se associa às paisagens naturais, é fundamental para a gestão de áreas protegidas.

O crescimento do aporte teórico acerca dos padrões de distribuição de espécies e das ameaças à biodiversidade, levou ao surgimento da área de atuação da Biologia da Conservação (SARKAR, 1999; FRANCO, 2013). Com a crescente crise ambiental, como as mudanças climáticas e a perda de habitats pela fragmentação causada por ações antrópicas, a biologia da conservação tem sustentado diversos conceitos multidisciplinares, com o objetivo de propor um melhor planejamento na criação e na gestão de áreas protegidas, bem como no manejo de espécies e ecossistemas, utilizando diferentes abordagens da paisagem, direcionando novas políticas públicas para a conservação da biodiversidade (SARKAR, 1999; FRANCO, 2013).

## 1.2 Concepções Históricas da Conservação no Brasil

O pensamento romântico de contemplação da natureza ocorreu tardiamente no Brasil, ao contrário dos Estados Unidos e da Europa (FRANCO, *et al*, 2015), sendo aqui olhada como fonte para a exploração de recursos naturais, o que se justifica pela nossa formação cultural, de exploração colonial desde o pau-brasil até as modernas *commodities*, principalmente do café, da soja, do milho e da carne bovina, com a destruição do ambiente natural sem nenhum cuidado preservacionista (MARQUES, 2015). Todavia, na época pós-colonial foi construído um valor intrínseco da natureza por parte de alguns intelectuais racionalistas. A percepção da natureza baseada no seu valor político de progresso e dominação, distinto do antigo modelo de produção, baseado apenas na monocultura, hoje, na exploração do homem pelo homem e no incremento de novas tecnologias exaurindo completamente a capacidades dos ecossistemas se recomporem (DEAN, 1996; PÁDUA, 2002).

José Bonifácio de Andrada e Silva (1763-1838) teve papel importante na racionalidade ambiental brasileira, para quem o uso coerente dos recursos naturais do Brasil era estratégia para um novo modelo de produção, superando as dificuldades do modelo colonialista (PÁDUA, 2002; FRANCO, *et al*, 2015). Oriundo da Universidade de Coimbra, em Portugal, José Bonifácio, estabeleceu no Brasil, princípios da Economia da Natureza como princípio para o desenvolvimento (PÁDUA, 2002; FRANCO, *et al*, 2015). Suas contribuições foram significativas para o início de ações de conservação da biodiversidade no Brasil, como a recuperação e a proteção da Floresta da Tijuca, no Rio de Janeiro, degradada pelo intenso uso do solo para o cultivo de café e a extração de madeira para produção de carvão. A proibição do seu desmatamento e o plantio de mudas de árvores levaram à sua restauração e garantiu o retorno de água para o abastecimento do município em 1817 (DEAN, 1996; PÁDUA, 2002). Essa área foi transformada, em 1961, no Parque Nacional da Tijuca (DEAN, 1996; PÁDUA, 2002).

O primeiro movimento organizado para a proteção da natureza no Brasil foi a Conferência Brasileira de Proteção à Natureza, realizada em 1934. Havia preocupação com a manutenção da biodiversidade, a qual se baseava em três pressupostos, segundo Franco (2015): - a necessidade de exploração racional dos recursos naturais, no interesse das gerações atuais e futuras; - o reconhecimento do mundo natural como objeto da ciência e da necessidade de pesquisa para o seu conhecimento e; - o reconhecimento da importância das paisagens naturais como objeto de contemplação e apreciação estética. Como resultado dessa conferência

e a pressão dos preservacionistas, foi criado o primeiro Código Florestal e Código de Águas, instituído pelo Decreto 23.793 de 23 de janeiro de 1934 (FRANCO, *et al*, 2015).

Com a organização da sociedade civil e seguindo o modelo da (IUCN), foi criada a Fundação Brasileira para Conservação da Natureza, organização dedicada à conservação da biodiversidade (BORRINI-FEYERABEND, 2017). Essa organização servia de base técnica e científica para resolução de políticas públicas ambientais, dando suporte aos gestores dos parques já existentes (BORRINI-FEYERABEND, 2017). Após o regime militar, que foi de abril de 1964 a 15 de março de 1985, houve o fortalecimento das organizações sociais, incluindo os movimentos ambientalistas que tiveram grande relevância na consolidação das políticas ambientais brasileiras (SANTILLI, 2005). Ressaltam-se nesta ação as lutas de Chico Mendes, seringueiro e líder sindical, e do Conselho Nacional dos Seringueiros, dos movimentos indígenas, dos seringueiros, dos castanheiros e de outros setores da população rural excluída, que resultou na criação das reservas extrativistas (SANTILLI, 2005).

As terras Indígenas são protegidas pela constituição de (1988) art. 231 e 232 que garantem a *“suas atividades produtivas, as imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários a seu bem-estar e as necessárias à sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições”*. [Constituição, (1988) CAPÍTULO VIII dos Índios, art. 231]. As terras indígenas contribuem significativamente para a manutenção das paisagens naturais. No entanto, essas terras vêm sofrendo ameaças do garimpo, desmatamento e pesca ilegal, gerando conflitos territoriais e vitimando indígenas e agentes públicos, como o assassinato do indigenista Bruno Pereira e do Jornalista dom Philips, ambos assassinado por pescadores ilegais.

### **1.3 Legislação Brasileira de Proteção à Biodiversidade**

O primeiro Código Florestal brasileiro foi criado em 1934, sob a égide do governo Getúlio Vargas, pelo Decreto 23.793 de 23 de janeiro de 1934 (FRANCO; DRUMMOND, 2009). A garantia de proteção dos recursos naturais se deu a partir de uma visão integrada, tanto científica quanto utilitarista. As florestas foram classificadas em quatro tipos: a) Protetoras, b) Remanescentes, c) Modelo e d) Rendimento, ficando a critério da União e dos estados proteger os recursos naturais (FRANCO; DRUMMOND, 2009). As primeiras Unidades de Conservação (UC) foram criadas, o Parque Nacional de Itatiaia, em (1937), e o Parque Nacional do Iguaçu e Serra dos Órgãos, em (1939) (BRITO, 2000; FRANCO; DRUMMOND, 2009; DRUMMOND, FRANCO; OLIVEIRA, 2010).

O Código Florestal de 1964, lei nº 4.771/65, estabeleceu parâmetros mais protetivos, diante da necessidade de reformulação do Código de 1934 (DRUMMOND, FRANCO; OLIVEIRA, 2010). O atual Código Florestal aperfeiçoou alguns dos instrumentos da antiga Lei, manteve seus pressupostos e objetivos: evitar ocupação em áreas frágeis, obrigando a conservação de uma determinada área da flora nativa, estabeleceu a Reserva Legal (RL) que consiste em conservar uma determinada porcentagem de área da propriedade rural (BRASIL, 2012). Essa porcentagem varia de acordo com o bioma, se a propriedade está no bioma Amazonia 80% da área deve ser protegida, em áreas de transição entre Amazônia e cerrado 35%, e cerrado, Mata Atlântica, pampa e caatinga 20%. A Área de Proteção Permanente (APP) consiste na conservação da vegetação no perímetro de em áreas sensíveis, como: nascentes, declividade acima de 45%, topo de morros, rios e riachos, para garantir um mínimo de equilíbrio ecossistêmico (BRASIL, 2012). Esses instrumentos legais estabelecem regulamentação do uso e da ocupação de áreas privadas.

Atualmente, o código vigente no Brasil é a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (BRASIL, 2012). Com a fragilidade trazida pelo Código Florestal de 1964, no qual não existia instrumento de controle e fiscalização fora dos órgãos oficiais, houver um vazio para o não cumprimento das regras estabelecidas. Para suprir essa carência, o novo Código Florestal (2012) estabeleceu um instrumento de controle e monitoramento em um Cadastro Ambiental Rural (CAR), pelo qual o proprietário é obrigado a georreferenciar sua propriedade e estabelecer as áreas de conservação estabelecidas pelo Código. Outras mudanças nessa lei deixaram mais frágil a conservação dos recursos naturais, e uma das mais impactantes foi a diminuição da Área de Proteção Permanente. Por exemplo, a diminuição da cobertura vegetal nas margens dos rios com calha inferior a 10 m de 30 para 15 m, permissão de cultivo de pastagem e culturas agrícolas em topos de morros e serras com elevação de 1.800 m.

Infelizmente, as políticas que contribuem para a manutenção dos ecossistemas terrestres e aquáticos são frágeis ou inexistentes, como por exemplo a Lei n.11.4280 (Lei da Mata Atlântica). O artigo 28 faculta ao órgão estadual, autorizar o corte, supressão e o manejo relativo às espécies arbóreas pioneiras nativas em fragmentos florestais em estágio médio de regeneração, em que sua presença for superior a 60%, contribuindo para fragilização e degradação desse ecossistema florestal (BRASIL, 2006). Já o artigo 9º da referida lei, torna facultativa a exploração, sem a comercialização dos produtos, de espécies da flora nativa, para consumo das famílias das populações tradicionais ou de pequenos produtores rurais, independentemente de autorização dos órgãos competentes (BRASIL, 2006). Essa prática pode gerar brechas para comercialização da fauna ou de madeiras por possíveis oportunistas.

Apesar das deficiências expostas, outros biomas também poderiam ser mais protegidos, como o da Lei n.11.4280 (BRASIL, 2006). O PL 5462/2019 trata da lei de proteção do Cerrado, proposta em 2019 pelo então senador da república Jaques Wagner da Bahia, porém ainda está nas comissões do senado federal (BRASIL, 2019). Outra lei que tramita na câmara dos deputados é o projeto de Lei 4623/19 de proteção da Caatinga, proposta pelo então deputado Pedro Augusto Bezerra do Ceará, porém em fase de discussão e elaboração (BRASIL. Câmara Federal. Projeto de Lei nº 4623, de 2019). Portanto, percebemos a fragilidade ainda atualmente, onde avança dia a dia a degradação dos domínios fitogeográficos brasileiros.

Criada em 1964, a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional Para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) tem por objetivo informar a sociedade e pesquisadores sobre o grau de conservação dos seres vivos (IUCN, 2022). A lista classifica os organismos com vista nos que estão menos ameaçados até os mais ameaçado, nas seguintes categorias: **Extinto:** Nenhum espécime analisado está vivo na natureza ou em cativeiros; **Extinto na natureza**): A espécie analisada não é mais encontrada em seu habitat natural, existindo apenas representantes em cativeiros; **Criticamente em perigo:** A espécie corre um risco extremamente alto de ser extinta da natureza; **Em perigo:** A espécie estudada apresenta um risco elevado de entrar em extinção em seu habitat; **Vulnerável:** A espécie apresenta riscos de entrar em extinção na natureza; **Quase ameaçado:** é aquela que necessita de medidas de conservação para que não se torne vulnerável à extinção; **Pouco preocupante:** não apresentam muitos riscos de extinção; **Dados deficientes:** A espécie não possui dados suficientes para avaliar o nível de conservação; **Não avaliado:** espécies que não foram avaliadas pelos critérios da IUCN (IUCN, 2022)

O Brasil é signatário da IUCN, ficando o Ministério do Meio Ambiente como responsável para realizar as atualizações a cada ano ou a cada cinco anos. A atualização das espécies da fauna é conduzida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da biodiversidade ICMBio, com o apoio de especialistas de organizações científicas, centros de pesquisas e de universidades. Já a flora é atualizada pelo Centro Nacional de Conservação da Flora junto às universidades (FLORA DO BRASIL, 2020).

#### 1.4 Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) foi arquitetado para definir critérios mais objetivos para a criação e a gestão de diversas categorias de áreas protegidas, as Unidades de Conservação, de forma a torná-lo mais abrangente e eficaz

(FRANCO, et al, 2015). Com aporte científico e financeiro, as legislações que regem as reservas naturais foram modificadas ou subdivididas ao longo do tempo, buscando-se um modelo que atendesse todas as modalidades de unidades de conservação da biodiversidade: preservacionistas, conservacionistas e ambientalistas (FRANCO, *et al*, 2015). O encontro da IUCN de 1992, em Caracas, Venezuela, classificou em diferentes categorias as abordagens e formas de manejo das reservas, padronizando os diferentes sistemas de conservação da natureza (BORRINI-FEYERABEND, 2017). Foram classificadas em 9 categorias: Reserva Natural Estrita, Área Silvestre, Parque Nacional, Monumento Natural, Área de Manejo de Habitats/Espécies, Paisagem Terrestre/Marítima Protegida e Área Protegida de Recursos Manejados (BORRINI-FEYERABEND, 2017).

Para resguardar os ambientes naturais ainda não antropizados, uma conquista obtida da luta da comunidade científica e de pensadores da conservação brasileira, foi a criação de uma política pública que desse efetividade ao Art. 225 da Constituição Federal de 1988: *“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”*. Para tanto, em 2000 foi criado o Sistema Nacional de Unidades Conservação (SNUC), através da Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000, assegurando, em diversos ecossistemas, a sua proteção integral.

A Lei n.º 9.985 classificou as Unidades de Conservação (UC) em duas categorias: as de Uso Sustentável e as de Proteção Integral (BRASIL, 2000). As de Uso Sustentável, são: a) Área de Proteção Ambiental, b) Área de Relevante Interesse Ecológico, c) Floresta Nacional, d) Reserva Extrativista, e) Reserva de Fauna, f) Reserva de Desenvolvimento Sustentável g) Reserva Particular do Patrimônio Natural. As de Proteção Integral são: a) Estação Ecológica, b) Reserva Biológica, c) Parque Nacional, d) Monumento Natural e) Refúgio de Vida Silvestre (BRASIL, 2000).

As áreas do entorno de (UC) foram estabelecidas como Zonas Tampão, cuja finalidade principal é a de atenuar os impactos de atividades de áreas de entorno sobre a área protegida, sendo que os recursos do entorno das Unidades de Conservação devem ter seus usos moderados (FERREIRA, 2004). O modelo adotado para a criação de unidades de conservação foi, primeiramente, baseado na desapropriação de terras das populações locais e visou manter o ambiente conservado sem nenhuma interferência humana (FERREIRA, 2004). Esse modelo de equilíbrio natural gerou polêmicas, sobretudo na questão da presença ou não de populações humanas e do uso dos recursos naturais por elas no interior das unidades de conservação (FERREIRA, 2004). A construção do Projeto de Lei do SNUC durou mais de dez anos, por

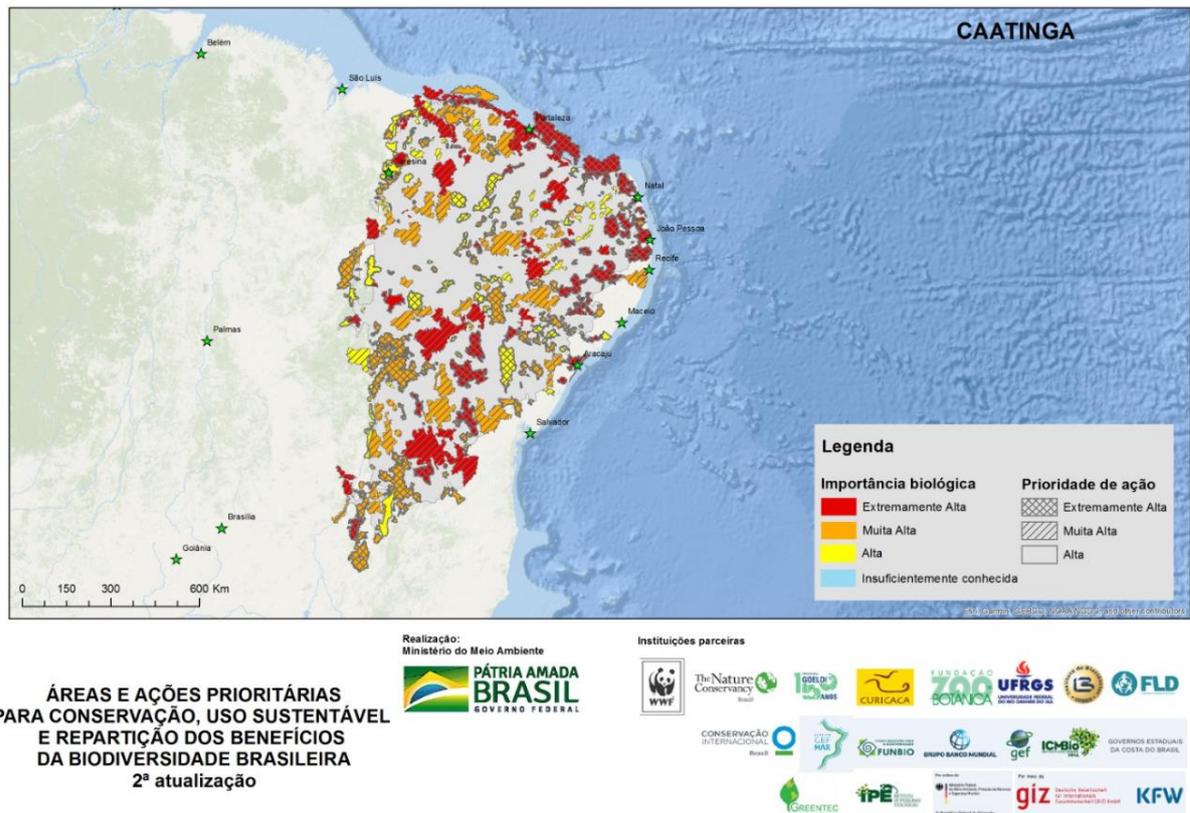
causa das diferentes visões da natureza (Mercadante, 2001; Drummond, Franco & Oliveira, 2010).

As Unidades de Conservação, para se manterem protegidas, devem não só conservar seus ecossistemas sem interferência antrópica, mas também promover a divulgação de seus serviços ecossistêmicos, que podem auxiliar positivamente na melhoria das relações entre as sociedades humanas e a natureza, usando os recursos de maneira racional e conservativa. Isso sugere que os esforços de conservação devem focar na preservação e na restauração de habitats (FAHRIG, 2003). A proposição de alternativas que favoreçam a convivência entre a sociedade humana e os ecossistemas naturais no semiárido, sem gerar profundos distúrbios, busca também melhorar a renda familiar e diminuir o êxodo rural, o que é uma ação fundamental na conjuntura de regiões semiáridas (GONÇALVES *et al.*, 2023).

Áreas prioritárias para serem protegidas foram instituídas pelo Decreto nº 5.092 de 2004, com a finalidade de garantir a conservação da biodiversidade (BRASIL, 2004). Essas estratégias de conservação foram recomendadas pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) e pelo Plano de Ação para Implementação da Política Nacional de Biodiversidade (PAN-Bio) regulamentada e instituída pelo Decreto nº 5758 de 2006 (BRASIL, 2006). A implementação dessa proposta deu-se de forma democrática, com a participação da sociedade civil, academias e órgãos Públicos (municípios, estados e união). Frequentemente vem sendo atualizada e avaliada para melhor planejamento e gestão dos territórios.

A primeira atualização de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade no Brasil, foi realizada em (2006) e teve como resultado a elaboração de um banco de dados de localização geoespacial, com áreas potenciais à conservação da biodiversidade em todos os biomas (MMA, 2018). A segunda atualização foi realizada no ano de (2018), com a participação de diferentes instituições da sociedade e órgãos técnicos, selecionados por meio de edital público, entre instituições de ensino e de pesquisa e de organizações não governamentais (MMA, 2018). Os resultados obtidos para cada um dos biomas são sistematizados em um único arquivo tipos pdf e *shapefiles* e em fichas descritivas das áreas, com as ações recomendadas, além da informação de importância biológica e da prioridade de ação (MMA, 2018).

Figura 1 - Áreas prioritária para conservação na Caatinga



Fonte: MMA (2018)

Portanto, no início do século XXI percebeu-se um número crescente de áreas protegidas no mundo, devido em parte, às preocupações com as mudanças climáticas e a intensa mudança no uso dos recursos naturais (UNEP-WCMC; IUCN, 2022). O uso de novas tecnologias aeroespaciais e uso de satélite de sensoriamento remoto vem contribuindo para a maior precisão na localização e delimitação de áreas protegidas e/ou prioritárias a conservação. O Brasil acompanhou a tendência global de crescimento de áreas protegidas e o fato de estar em uma região tropical com índices elevados de biodiversidade favoreceu a elaboração de políticas de conservação.

### 1.5 Justificativa e estrutura da dissertação

A biodiversidade depende de vários fatores tais como as variações das condições naturais, como relevo, solo e clima local, chamadas de estrutura da paisagem primária ou geodiversidade conforme ressaltou Walz e Syrbe (2013). Além disso, a conservação da biodiversidade depende da paisagem cultural, ou seja, condições locais que podem ter sido modificadas pelas atividades humanas. O ser humano intervém diretamente na biodiversidade

através do uso da terra, seja ela mineração, agricultura em larga escala ou despejo de resíduos em rios e lagos. Essa estrutura resultante dos diversos usos pelos seres humanos é referida como “estrutura de paisagem secundária” (WALZ, 2011; WALZ; SYRBE, 2013). Por tanto, conservar a biodiversidade depende não apenas das propriedades do ecossistema, mas também da interação espacial entre vários ecossistemas circunvizinhos e de elementos antrópicos com relações espaciais entre fatores bióticos e abióticos (WALZ; SYRBE, 2013).

As pesquisas interdisciplinares vêm demonstrando resultados satisfatório na seleção de áreas prioritárias para a conservação e preservar a biodiversidade envolverá vários níveis de biodiversidade, uma classificação mais ampla, como análise do conjunto que contemplem dados de paisagens, unidades fitoecológicas, relevo, solos, geologia, genética e diversidade de táxon. Portanto, conjunto com dados nos proporciona a entender melhor os processos ecológicos e evolutivos essenciais para sustentar a biodiversidade (DEAN; GRANT, 2000). Nesse contexto, esta dissertação está dividida em dois capítulos:

No capítulo I fizemos a caracterização ambiental de uma área no Sertão Central/Inhamuns do estado do Ceará que foi elencada pelo MMA (2007) como uma das prioritárias para a conservação da biodiversidade do domínio fitogeográfico da Caatinga (Bioma Caatinga). A área total abrangente é cerca de 3.923,41 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 392.341,10 (ha). Mapeamos o estado de conservação da cobertura vegetal de toda a área e sobreposmos com mapas de geomorfologia e solos para avaliarmos o estado de conservação da vegetação natural e remanescente.

No capítulo II, verificamos se os solos são bons preditores de diversidade alfa, beta e gama do componente lenhoso da Caatinga como subsídios para o planejamento e gestão territorial. Caso a heterogeneidade edáfica seja um bom preditor da biodiversidade de árvores da Caatinga, essas informações subsidiarão aos gestores públicos na priorização e seleção de outras áreas que apresentem ausência ou baixo conhecimento biológico para ser utilizado como critério de priorização. Baseado na análise conjunta dos dois capítulos, será possível saber onde estão os fragmentos maiores e mais conservados e quais destes devem ser priorizados para proteção integral, uso sustentável ou necessidades de restauração de áreas degradadas.

## REFERÊNCIAS

- BEA MAAS, ANNE TOOMEY, RAFAEL LOYOLA, Exploring and expanding the spaces between research and implementation in conservation science, *Biological Conservation*, Volume 240, 2019, 108290, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108290>.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Centro Gráfico, 1988.
- BRASIL. 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Diário Oficial da União. <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm)>. Acesso em: 25/05/2022.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (2018) 2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018. Disponível em <http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias>, Acessado em 16 maio. 2022
- BRITO, M. C. W. de — 1998a Unidades de conservação: intenções e resultados. In: *Ciência Ambiental — Primeiros Mestrados*. In: José Eli da Veiga (Org.). Programa de Pós Graduação da USP. São Paulo. p: 209-228.
- CRAIG R. Groves, Deborah B. Jensen, Laura L. Valutis, Kent H. Redford, Mark L. Shaffer, J. Michael Scott, Jeffrey V. Baumgartner, Jonathan V. Higgins, Michael W. Beck, Mark G. Anderson, Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice: A seven-step framework for developing regional plans to conserve biological diversity, based upon principles of conservation biology and ecology, is being used extensively by the nature conservancy to identify priority areas for conservation, *BioScience*, Volume 52, Issue 6, June 2002, Pages 499–512
- CHAVES, L. H. ; KINJO, T. Relação quantidade/intensidade de potássio em solos do trópico semi-árido brasileiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 11, p. 257–261, 1987.
- DEAN H.K. Fairbanks, Grant A. Benn. Identifying regional landscapes for conservation planning: a case study from KwaZulu-Natal, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, Volume 50, Issue 4, 2000, Pages 237-257.
- DEAN, Warren. *A Ferro e Fogo: História e devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo, Cia das Letras, 1996.
- DONNELLY, D. Rodríguez-Rodríguez, Effectiveness of protected areas against land development in coastal areas of the Mediterranean global biodiversity hotspot, *Global Ecology and Conservation*, Volume 38, 2022, e 02223, ISSN 2351-9894, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02223>. (<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989422002256>). Acessado em 5 de agosto de 2022.
- DRUMMOND, José Augusto. *A Legislação Ambiental Brasileira de 1934 a 1988: Comentários de um Cientista Ambiental Simpático ao Conservacionismo*. Ambiente & Sociedade, Campinas - SP, v. II, n. 3 e 4, p. 127-149, 1999.
- DAVIES et al. 2012. *Conserving Dryland Biodiversity* [https://www.researchgate.net/publication/322820535\\_Conserving\\_Drylands\\_Biodiversity](https://www.researchgate.net/publication/322820535_Conserving_Drylands_Biodiversity)
- FAHRIG, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 34, 487-515
- FARNHAM, Timothy. *Saving Nature's Legacy: Origins of the Idea of Biological*. New Haven: Yale University Press, 2007. xii + 276 pp.
- FERREIRA L.C. Dimensões humanas da biodiversidade: mudanças sociais e conflitos em torno de áreas protegidas no Vale do Ribeira, SP, Brasil. *Ambiente e Sociedade*, vol.7 no.1 Campinas Jan./June 2004.

- FORESTA, Ronald A. Amazon conservation in the age of development: the limits of providence. Gainesville, USA: University of Florida Press, 1991.
- FORMAN, R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge
- FRANCO, J. L. A. ; SCHITTINI, G. ; BRAZ, V. S. . História da Conservação da Natureza e das Áreas Protegidas: Panorama Geral. *Historiae* , v. 6, p. 233-270, 2015.
- GALETTI, H.C. Giacomini, R.S. Bueno, C.S.S. Bernardo, R.M. Marques, R.S. Bovendorp, C .E. Steffler, P. Rubim, S.K. Gobbo, C.I. Donatti, R.A. Begotti, F. Meirelles, R.A. Nobre, A.G. GONÇALVES CAVALCANTE; GOMES BARROSO, F. R; SOARES ARAÚJO, F; MANTOVANI, W. Percepção Ambiental em Unidade de Conservação de Proteção Integral: Estação Ecológica de Aiuaba, Ceará. *BIODIVERSIDADE BRASILEIRA*, v. 13, p. 13(1): 1-14, 20, 2023.
- CHIARELLO, C.A. Peres Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals *Biol. Conserv.*, 142 (2009), pp. 1229-1241.
- HOCHSTETLER, K. & KECK, M E. *Greening Brazil : Environmental Activism in State and Society*. Durham : Duke University Press, 2007
- HOLDGATE, Martin. *The Green Web: A Union for World Conservation*. London: IUCN/Earthscan, 1999.
- IUCN. *Biological Diversity of Dryland, Mediterranean, Arid, Semi-arid, Savanna and Grassland Ecosystems: International Union for the Conservation of Nature*. The World Conservation Union, p. 1–15, 1999.
- IUCN 2022. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>. acessado em 10/08/2022
- JANZEN, D. Tropical dry forests : The most endangered major tropical ecosystem. In: WILSON, E. O. (Ed.). . *Biodiversity*. Washington, D.C.: National Academy Press, 1988. p. 130–137.
- KIRKPATRICK JB, Brown MJ. 1994. A comparison of direct and environmental domain approaches to planning reservation of forest higher plant communities and species in Tasmania. *Conservation Biology* 8: 217–224.
- KRATZ, T.K., BENSON, B.J., BLOOD, E.R., CUNNINGHAM, G.L., DAHLGREN, R.A., 1991. The influence of landscape position on temporal variability in four North American ecosystems. *American Naturalist* 138, 355±378.
- MCCORMICK, J. *Rumo ao Paraíso: a história do movimento ambientalista*. JohnMcCormick; tradução de Marco Antonio Esteves da Rocha e Renato Aguiar. - Rio de Janeiro: Relume-Durnarã, 1992
- MCNEELY, Jeffrey A. Protected areas for the 21st century: working to provide July and *Conservation* 3(5):390-405. 1994
- MELO, F.P. L.; Basso, F.A.; Siqueira-filho, J. A. Restauração Ecológica da Caatinga: Desafios e Oportunidades. In: José Ales Siqueira Filho. (Org.). *Flora das Caatingas do Rio São Francisco*. 1ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobson Estudio Editorial Ltda., 2012, v. 1, p. 394-421.
- MELO-FILHO, J. F. DE; SOUZA, A. L. V. O manejo e a conservação do solo no Semi-árido baiano: desafios para a sustentabilidade. *Revista Bahia Agrícola*, v. 7, n. 3, p. 50–60, 2006.
- MERCADANTE, M. Uma Década de Debate e Negociação: a História da Elaboração da Lei do SNUC In: BENJAMIN, Antônio Herman (Coordenador), *Direito Ambiental das Áreas Protegidas*. Rio de Janeiro: Forense, 2001.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press, 2005.
- MILES, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 491–505, 2006.

- MMA. 2018. Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira. <http://areasprioritarias.mma.gov.br/>. Acessado em 25/10/2021
- MMA, 2014. Portaria n. 443, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União, 18/12/2014, Seção 1, p. 110-121.
- NASH, R. *Wilderness and the American Mind* (Fifth ed.). New Haven: Yale University Press, 2014.
- PÁDUA, J, A. *Um sopro de destruição: pensamento político e crítico no Brasil escravista (1786-1888)*. Rio de Janeiro: Jorge Zahar Editora, 2002. Paulo: Annablume e FAPESP, 2000.
- PRIMACK, R. & RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001.
- PRIMACK, R.B. *Essentials of conservation biology*. Sixth Edition. Sunderland, Sinauer Associates Inc., 2016, 603p.
- REYERS, B. et al. Conservation planning as a transdisciplinary process. *Conservation Biology* v. 24, p.957-965. 2010.
- SANTILLI, J. Socioambientalismo e novos direitos: Proteção jurídica à diversidade biológica e cultural. São Paulo: Petrópolis, 2005, 303 p.
- SARKAR, S. Wilderness Preservation and Biodiversity Conservation: Keeping Divergent Goals Distinct. *BioScience*, v. 49, n. 5, p. 405-412, 1999.
- SCHWARTZ MW. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 83–108.
- SEMA, 2022. Painel Cadastro Estadual de Unidades de Conservação. Microsoft Power BI. Acessado em 26/05/2022.
- SILVA SR, Zappi D, Taylor N, Marlon Machado (2011). Série Espécies Ameaçadas n.º 24. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, p 111. Plano de ação nacional para a conservação das Cactáceas
- SOKAL, R.R & ROHLF, F. J 1969. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*, San Francisco: W.H.Freeman.
- SOUZA, C.M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, Volume 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735. 2020.
- SOLH, M. et al. Policy and education reform needs for conservation of dryland biodiversity. *Journal of Arid Environments*, v. 54, n. 1, p. 5–13, 2003.
- SPELLERBERG, I. F. *Evaluation and Assessment for conservation*. London: Chapman & Hall, 1992. 260p.
- TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Orgs) *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife, Editora Universitária da UFPE, 2003. P. 777-796.
- UNEP-WCMC (2022). Protected Area Profile for Latin America & Caribbean from the World Database of Protected Areas, May 2022. Available at: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net)
- Varjabedian. *Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental*. *Estudos avançados* 24 (68), 2010
- Walz, Ulrich & Syrbe, Ralf-Uwe. (2013). Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological Indicators*. 31. 1-5. 10.1016/j.ecolind.2013.01.032.

## **2 CAPÍTULO I: A GEOECOLOGIA DA PAISAGEM NO SEMIÁRIDO CEARENSE: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO, PLANEJAMENTO E GESTÃO DE TERRITÓRIOS.**

Capítulo apresentado na forma de artigo segundo as normas do periódico Paisagem e Ambiente - Revista Eletrônica do (ISSN: 2359-5361)

### **A GEOECOLOGIA DA PAISAGEM NO SEMIÁRIDO CEARENSE: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO, PLANEJAMENTO E GESTÃO DE TERRITÓRIOS.**

Carlos Victor Gonçalves Cavalcante<sup>1</sup>, Francisca Soares de Araújo<sup>1</sup>, Waldir Mantovani<sup>1</sup>.

1 Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Biologia, Campus do Pici, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, CEP 60440-900, Brazil.

2 Laboratório de Fitogeografia, Departamento de Biologia, Campus do Pici, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, CEP 60356-000, Brasil.

\*Autor correspondente: [carlosvictor222@hotmail.com](mailto:carlosvictor222@hotmail.com)

#### **Orcid iD**

Carlos Victor Gonçalves Cavalcante

<https://orcid.org/0009-0007-1954-1295>

Francisca Soares de Araújo

<https://orcid.org/0000-0003-4661-6137>

Waldir Mantovani

<https://orcid.org/0000-0002-9394-6860>

## RESUMO

A Geoecologia da paisagem contribui na compreensão dos processos naturais e antropogênicos. Abordagens transdisciplinar é a maneira mais adequada para repensar a ciência da conservação como prática integradora no aprimoramento do planejamento territorial. O objetivo deste trabalho é realizar uma análise das características que formam as paisagens naturais e culturais em uma área prioritária para conservação biológica no Estado do Ceará. Para tanto, foram realizados os levantamentos: documental, bibliográfico e cartográfico, produzidos mapas temáticos e validadas informações no campo. Nossos resultados indicam que a Perda da vegetação nativa, estabelecimentos de pastagens e a mineração são um risco a biodiversidade e a autonomia dos povos que compõe o território. Existe uma necessidade de um planejamento territorial para conservação das paisagens naturais e culturais, a fim de garantir a territorialidade dos povos e comunidades. Ações que levem a um desenvolvimento mais sustentável, como turismo ecológico, agricultura de base agroecológica, economia local solidária, recuperação de áreas degradadas e conservação de áreas com maior biodiversidade podem contribuir para evitar o colapso dos ecossistemas naturais.

**Palavras-chave:** Geoecologia da Paisagem. Planejamento Territorial. Zoneamento. Conservação da biodiversidade.

## **ABSTRACT**

Landscape Geoecology contributes to the understanding of natural and anthropogenic processes. Transdisciplinary approaches is the most appropriate way to rethink conservation science as an integrative practice in the improvement of territorial planning. The objective of this work is to carry out an analysis of the characteristics that form the natural and cultural landscapes in a priority area for biological conservation in the State of Ceará. To this end, surveys were carried out: documentary, bibliographic and cartographic, thematic maps were produced and information was validated in the field. Our results indicate that the loss of native vegetation, pasture establishments and mining are a risk to biodiversity and the autonomy of the peoples that make up the territory. There is a need for territorial planning for the conservation of natural and cultural landscapes, in order to guarantee the territoriality of peoples and communities. Actions that lead to more sustainable development, such as ecological tourism, agroecologically based agriculture, solidary local economy, recovery of degraded areas and conservation of areas with greater biodiversity can help to avoid the collapse of natural ecosystems.

**Keywords:** Landscape Geoecology. Territorial Planning. Zoning. Conserve Biodiversity

## INTRODUÇÃO

A Geoecologia da Paisagem é abordagem transdisciplinar é a maneira mais adequada para repensar a ciência da conservação e geoambientais como prática integradora, sendo uma visão holística, que incorpore diferentes disciplinas (BEA, TOOMEY, LOYOLA, 2019; (RODRIGUEZ; SILVA, 2007; RODRIGUEZ et al., 2013). Essa concepção requer do pesquisador uma visão que possa identificar os processos envolvendo todas as dimensões do conhecimento, quando olhares complexos e integradores se fazem necessários para nos ajudar a compreender as interações que ocorrem no entendimento de problemas que envolvam diversas áreas de conhecimento científico. O estudo no nível de paisagem é realizado considerando-se diversas características ambientais, sociais e históricas, que favoreçam o estabelecimento de políticas públicas para conservação da biodiversidade e gestão de territórios, além de mitigar os conflitos agrários, e de auxiliar na troca de informações geoespaciais, evitando duplicação de informações geográficas (SOARES FILHO,1998).

Para que a gestão de territórios tenha maior efetividade, a definição das unidades que formam a paisagem deve ser estabelecida claramente. Nesse caso, o primeiro procedimento a ser adotado é o inventario das condições naturais, análises dos espaços naturais e culturais diagnóstico integrados (RODRIGUEZ E SILVA, 2018). No semiárido brasileiro, existe uma intensa mudança nas paisagens naturais, seja por ações antrópicas, entre elas a urbanização, a agricultura, as queimadas, a açudagem, as modificações em áreas costeiras, o soterramento dos rios ou por modificações naturais, como deslizamentos de encostas, a dinâmica de dunas arenosas, o aumento de temperatura e alterações no regime hidrológico. Essa dinâmica na paisagem, seja causada pelo homem ou natural, é investigada pelo campo de conhecimento da Geoecologia da paisagem, que por sua vez, contribui para lidar com esses eventos, procurando mitigar os efeitos danosos, através do planejamento dos espaços em um mundo com intensa modificação.

A Geoecologia no meio científico, tem sua formação teórica em duas áreas de conhecimento, a Geografia Física e a Ecologia. Assim, paisagem nessas duas teorias, é o que se vê, se descreve, se representa e se entende como se formou e como funcionam as inter-relações dos elementos físicos da paisagem com as diferentes formas de vida (SIQUEIRA et al. 2013). Portanto é necessário destacar o fato de que a Geoecologia da Paisagem nasce na multidisciplinaridade dos geógrafos e ecólogos nas análises das paisagens (RODRIGUEZ; SILVA, 2007; RODRIGUEZ et al., 2013).

A Geoecologia da paisagem é firmada quando utilizamos as métricas para analisar os fragmentos das unidades de uma paisagem e avaliar o status da conservação e de

recuperabilidade de áreas degradadas, sobretudo para fins de conservação da biodiversidade (SIQUEIRA et al. 2013). Outra abordagem da Geoecologia da paisagem, tida com Cultural, nos permite conhecer e preservar os saberes das populações tradicionais sobre a biodiversidade favorecendo o equilíbrio geocológico.

No período recente, em uma abordagem mais ecológica, a paisagem foi definida como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (METZGER, 2001, p.4), conceito que incorpora em sua definição o ser humano, suas necessidades, suas percepções e anseios de ocupação da terra. Para este autor, a ecologia de paisagem incorpora o dinamismo espacial baseado nos processos bióticos e abióticos, o que pode ser analisado com base nos padrões de uso e de ocupação do solo e através da dinâmica de mudanças nos ecossistemas ao longo do tempo, sob influências antrópicas. Em uma visão integradora, a ecologia de paisagens analisa um conjunto de ecossistemas ou unidades de uso e cobertura do território, definidos por critérios fisionômicos, composicionais ou de utilidade para uso humano. Já em uma visão ecológica, a paisagem pode ser entendida como um mosaico de diferentes estruturas de habitats, susceptíveis a diferentes perturbações, naturais ou antrópicas (METZGER et al, 2007).

Para Forman (1995), a Ecologia da Paisagem deve ser vista como uma área de estudo na busca da compreensão das relações da sociedade com o ambiente natural, seja através dos recursos hídricos, energéticos, da alimentação e da coesão cultural. As relações entre o homem e a natureza, construídas ao longo do tempo, estabeleceram processos que levam a modificações no padrão espacial, seja no uso direto da terra ou na mudança do curso de rios. Watt (1948) considerou a paisagem como resultado das interações dos processos edafoclimáticos, com a complexidade dos solos e relevos associados à fito e zoocenoses, formando ambientes homogêneos.

A Geoecologia também se relaciona ao padrão espacial das matrizes, ou às paisagens predominantes, à compreensão da heterogeneidade e aos diversos fatores que interferem nas relações de perturbação dos ecossistemas, na busca de compreender as inter-relações funcionais da organização espacial dos ambientes com os processos biológicos e culturais, (RODRIGUEZ; SILVA, 2007; RODRIGUEZ et al., 2013). Assim, há necessidade de uma abordagem que nos dê mais segurança na compreensão dos processos naturais, em uma perspectiva espacial e cultural.

As mudanças climáticas, principalmente o aumento da temperatura e a diminuição da precipitação podem afetar diretamente as paisagens geográficas e ecológicas no semiárido

brasileiro, e em áreas com alto grau de suscetibilidade a desertificação (MMA, 2018). Consideramos que as bacias hidrográficas que compõem a paisagem são influenciadas por diversos fatores abióticos como relevo, geomorfologia, hidrologia, precipitação e uso e ocupação do solo.

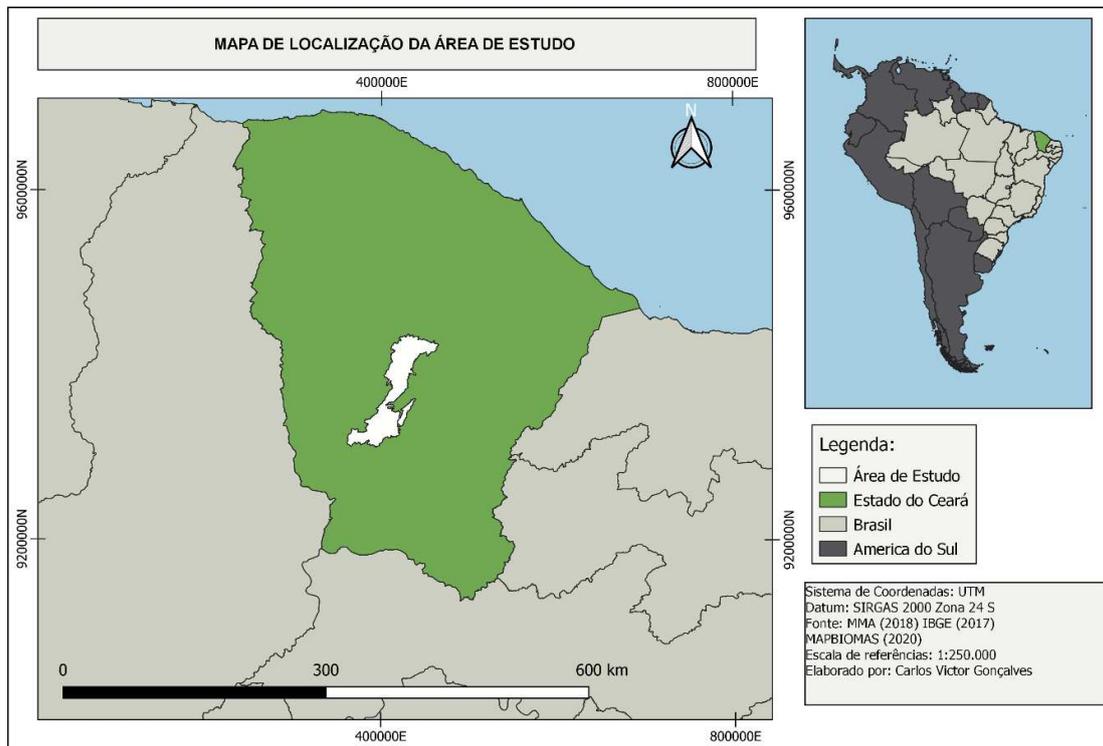
Assim, faz-se necessário entender a dinâmica das paisagens em um cenário de mudanças climáticas, principalmente o aumento médio da temperatura terrestre. A região do sertão central/Inhamuns, vem perdendo as características naturais da paisagem, a degradação dos rios, serras e morros, devido à ausência de planejamento territorial, leva ao processo acelerado de desertificação. Com uma abordagem da Geoecologia da paisagem poderemos propor políticas que levem a um melhor planejamento territorial identificando áreas degradadas e propondo sua recuperação, conservação de novas áreas e manutenção das bacias hidrográficas, como também, a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas nas populações humanas. Neste sentido, nosso objetivo é realizar uma análise das características que formam as paisagens naturais e culturais em uma área prioritária para conservação biológica no semiárido brasileiro, considerando aspectos geomorfológicos, geológicos, pedológicos, da vegetação e do uso e ocupação dos espaços na paisagem.

## **MATERIAL & MÉTODO**

### **Área de estudo**

O polígono da área de estudo (Mapa 1), foi delimitado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007) como área de relevante interesse para conservação da biodiversidade. Está localizada na macrorregião do sertão central/Inhamuns no Estado do Ceará. Está localizada a 280 km de Fortaleza, com acesso pela BR 020, composto pelos municípios de Boa Viagem, Quixeramobim, Pedra Branca, Mombaça, Tauá, Catarina e Arneiroz.

Figura 2 - Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor.

A área de estudo situa-se em uma região de clima tropical quente semiárido, com temperaturas médias de 24 a 28° (CEARÁ, 2022). É composta por maciços residuais (serras secas) e superfícies aplainadas (sertões), com altitudes variando entre 280 a 700m, precipitação média de 850 mm, responsável pela bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, bacia do Banabuiú e bacia do sertões de Crateús (CEARÁ, 2022). As fitofisionomias predominantes são Floresta Estacional Decídua Submontana (Matas Secas Serranas) e Floresta Caducifólia Espinhosa (Caatinga Arbórea) (IPECE, 2007; IBGE, 2012).

### Bases Cartográficas

A realização do levantamento das bases cartográficas corresponde à coleta e tratamento de arquivos nos formatos matricial e vetorial para o conhecimento dos elementos naturais e para a elaboração dos mapas. Para a sobreposição dos dados cartográficos foram utilizados o banco de dados do MAPBIOMA, publicado por Souza et. al. (2021), a classificação dos solos FUNCEME (2018), as variáveis Geomofométricos do projeto TOPODATA (2008),

e Manual de Vegetação do Brasil IBGE (2012). O processamento dos dados foi feito utilizando o Sistema de Informações Geográficas SIG, com uso de Software livre QGIS versão 3.16.16.

Com base no MAPBIOMAS foram extraídas as informações das métricas da paisagem: tamanho da área, tamanho dos fragmentos florestais e medição. Delimitamos a área coberta com vegetação natural e calculamos e classificamos os fragmentos de vegetação. Para validar essas informações realizamos incursões a campo.

## **RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **Histórico de Uso e Ocupação das Paisagens Naturais**

Os povos originários do Ceará têm sua cultura própria, como todos os outros povos sul-americanos que viviam e resistem até os dias de hoje. O modelo vivenciado pelos povos indígenas ao longo do tempo é considerado por muitos estudiosos da área como o mais harmônico com o ambiente natural, seja na caça, pesca, artesanato e na agricultura (OLIVEIRA, 2021). A sobrevivência dos povos originários se dava de maneira não cumulativa, tirando da natureza, apenas o necessário. Os cultivos agrícolas desenvolvidos na época ainda hoje são explorados, seja a mandioca, o milho e a batata doce, exemplos de uma alimentação ancestral (OLIVEIRA, 2021). A espiritualidade marcou as tradições dos povos originários, o respeito ao sol, à lua e aos fenômenos naturais, fazia parte de uma convivência harmônica com a natureza. O calendário lunar ditava a época de plantio de determinadas espécies, e a pesca se dava em momentos específicos, respeitando a dinâmica da natureza (SILVA, 2005).

A ocupação dos sertões cearenses no período colonial seguiu pelos cursos dos rios, até então a única maneira de adentrar de forma rápida em longas distâncias (Foto 1). Na área de estudos, observamos que a cidade de Quixeramobim foi a primeira vila da região do sertão central, fundada no ano de 1789, à margem da bacia do rio Banabuiú (SILVA & ALENCAR, 2015). A economia que sustentava as vilas e povoados foi a grande responsável pelas mudanças das paisagens naturais, baseada na pecuária extensiva (PONTES, 2010), a qual consiste na criação de gado bovino livre na paisagem. Essa atividade econômica baseada na pecuária extensiva permitiu a criação de grandes latifúndios, transformando ambientes naturais com povos indígenas em grandes fazendas pecuárias (SILVA & ALENCAR, 2015).

Grande parte do estabelecimento de pequenos núcleos de povoamento populacional se deu no entorno das estradas das boiadas (PONTES, 2010). Essas estradas foram constituídas ao longo dos cursos dos rios, com a finalidade de estabelecer comércio e escoar a produção até

o litoral (SILVA & ALENCAR, 2015) e, assim, pequenos povoados foram gerando suas economias na base do couro, carne seca e algodão. Nesse processo civilizatório, deixamos de ser agentes passivos da natureza e passamos a usá-la como objeto, dotado de um certo valor monetário (RICKLEFS, et al. 2018), em que utilizamos os recursos naturais à exaustão, para satisfazer necessidades de consumo, de maneira extremamente danosa ao ambiente. Essa prática ainda está levando a natureza a perder áreas de grande relevância biológica.

Nessa construção histórica conseguimos perceber a paisagem de duas formas: - a partir da experiência do sujeito, uma paisagem cultural, e sob o olhar da ciência sobre o objeto de estudo. Essas duas concepções da paisagem podem ser analisadas separadamente ou em conjunto, já que são complementares. No entanto, toda paisagem é cultural e um espaço social, por ter sido produzida dentro de um conjunto de práticas construídas e modificadas com o passar do tempo (SILVA, 2016). Na visão de Besse (2014) a paisagem deve satisfazer algumas necessidades existenciais do ser humano, sejam elas biológicas, políticas, sociais, simbólicas, afetivas ou espirituais. Essas necessidades, por sua vez, acabam por modificar o ambiente natural, transformando-o em unidades bioculturais, com características impostas por diferentes usos dos territórios. Por tanto, as paisagens culturais são aquelas modeladas por um grupo social a partir de uma paisagem natural (ARAGÃO et al. 2021).



Foto 1: Registro de povos pré-históricos, março (2023).

Acervo: Carlos Victor Gonçalves.

A complexidade do uso da terra sofre influências culturais ao longo do tempo, gerando transformações profundas na dinâmica dos ecossistemas, alterando paisagens com o

passar do tempo e, com isto, o planejamento territorial se faz necessário para correlacionar os aspectos biofísicos e artificiais (SOARES FILHO,1998).

### **Unidades Geológicas**

As principais unidades geológicas na região semiárida são formadas pelo Embasamento cristalino proterozóico que foi continuamente elevado e erodiu até o Terciário, desenvolvendo uma superfície achatada com elevações entre 300 e 500 m (Costa et al, 2020). As bacias sedimentares e o embasamento cristalino surgiram era paleozóicas e mesozóicas com elevações montanhosas e planaltos de 900 a 1000 m (SAMPAIO, 1995). Na área de estudo é predominante o embasamento cristalino. Essas ações construíram para formação dos solos, principalmente sobre o embasamento cristalino que tende a ser rasos e pouco desenvolvidos, muitas vezes com material de origem exposto, geralmente classificados como Luvisolos, Neossolos Litólicos e Neossolos Regolíticos. Aqueles com material sedimentar tendem a ser profundos e arenosos, geralmente classificados como solos Latossolos e Neossolos Quartzarênicos (Sampaio, 1995).

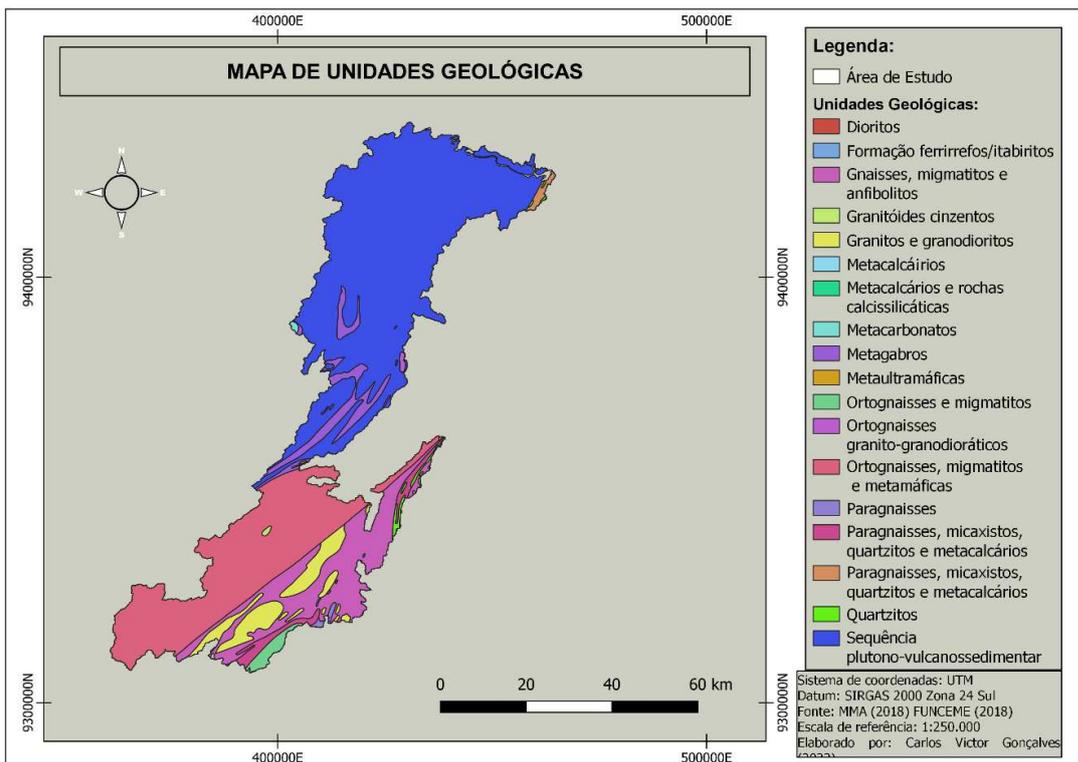
As unidades geológicas que se destacam na área de estudo estão as Sequência plutono-vulcossedimentar, sendo a maior extensão, dando origem aos Chernossolos com elevação variando de 400 a 700 m, os Ortognaisses, migmatitos e metamáticas, dado origem aos Planossolos com elevação de 200 a 400m, Paragnaisses, micaxistos, quartzitos e metacalcáreos, onde estão os Neossolos Litolicos com elevação 300 a 500m e declividade acentuada, os Granitos e granodoritos também associados aos Neossolos e Planossolos.



Foto 2: Mineração município de Boa Viagem, BR 020.

Acervo: Carlos Victor Gonçalves setembro (2022)

Essa complexidade geológica contribui para que a região seja sensível as mudanças antropogênicas. Geralmente rico em minerais e muito visado pelas indústrias da mineração (Foto 2), o que vem modificando as paisagens naturais ao longo do tempo. Só em 2021, a Agência Nacional de Mineração já concedeu 825 licenças, no ano anterior foi apenas 594. Isso reforma a necessidade de um planejamento territorial e maior fiscalização para evitar danos ambientais e perdas de vida.



Mapa 2: Mapa geológico da área de estudo.

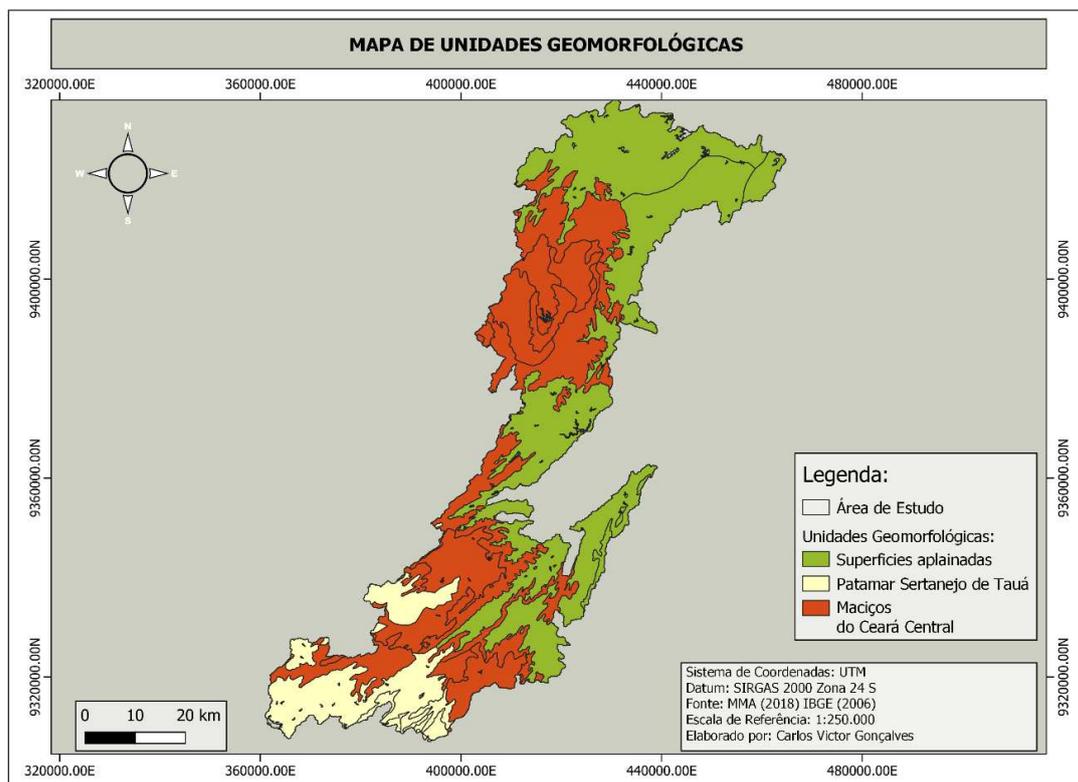
Elaborado por: Gonçalves Cavalcante (2023).

### Unidades Geomorfológicas

Conseguimos identificar na área de estudo três unidades geomorfológicas (Mapa 2): Superfícies Aplainadas, correspondente às áreas planas, com pouca ondulação e geralmente (3%); Maciços do Sertão Central, que correspondem a áreas com elevações de até 700m, com declividades variando de montanhoso (45%) a escarpado, ou maior que 75% de declividade (CLAUDINO-SALES, 2018). Os Maciços do Sertão Central ou Maciços dos Cristalinos se apresentam como vestígios, provavelmente soerguidos em períodos mais recentes, apresentando-se bastante dissecados, expondo em geral cristas agudas (CLAUDINO-SALES, 2018). Áreas que são geologicamente complexas produzem uma grande variedade de solos,

com limites bem demarcados entre si, levando a grande heterogeneidade de espécies e de comunidades adaptadas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Para uma análise em macro escala é necessário o conhecimento prévio dos diferentes elementos que formam a paisagem. Fatores climáticos, as características do relevo, a dinâmica dos solos, os seus diferentes usos e os processos geomorfológicos que afetam a superfície terrestre, determinam a dinâmica da paisagem, além de influir nas estruturas fitoecológicas (SALINAS & MIDDLETON, 1998; PEREIRA et al, 2012). As condições biofísicas dos solos e as características do relevo modelam a estrutura e a funcionalidade das comunidades biológicas, bem como as variações anuais de temperatura e de precipitação afetam a distribuição e as características da biodiversidade, determinando a ocorrência de uma floresta, uma savana ou uma vegetação alagadiça (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).



Mapa 3: Mapa das unidades geomorfológicas da área de estudo.

Elaborado por: Gonçalves Cavalcante (2023).

As elevações da área de estudo variam de 283 a 700 m, (Mapa 3), contribuindo para formação dos maciços residuais do Sertão Central (CLAUDINO-SALES, 2018). A leste gera duas bacias hidrográficas, dos rios Jaguaribe e Banabuiú, e a oeste a bacia do rio Poti, considerados rios intermitentes. A conservação dos recursos naturais, principalmente a vegetação primária e secundária nos maciços residuais, contribui para a manutenção dos

serviços ecossistêmicos, principalmente do sistema hidrológico (SAMPAIO, 1995). Mudanças climáticas, principalmente o aumento da temperatura contribuem para baixa resiliência dos ecossistemas a voltar a sua forma original, ultrapassando o ponto de não retorno, gerando áreas degradadas (Foto 6).



Foto 3: Área degradada em maciços residuais.

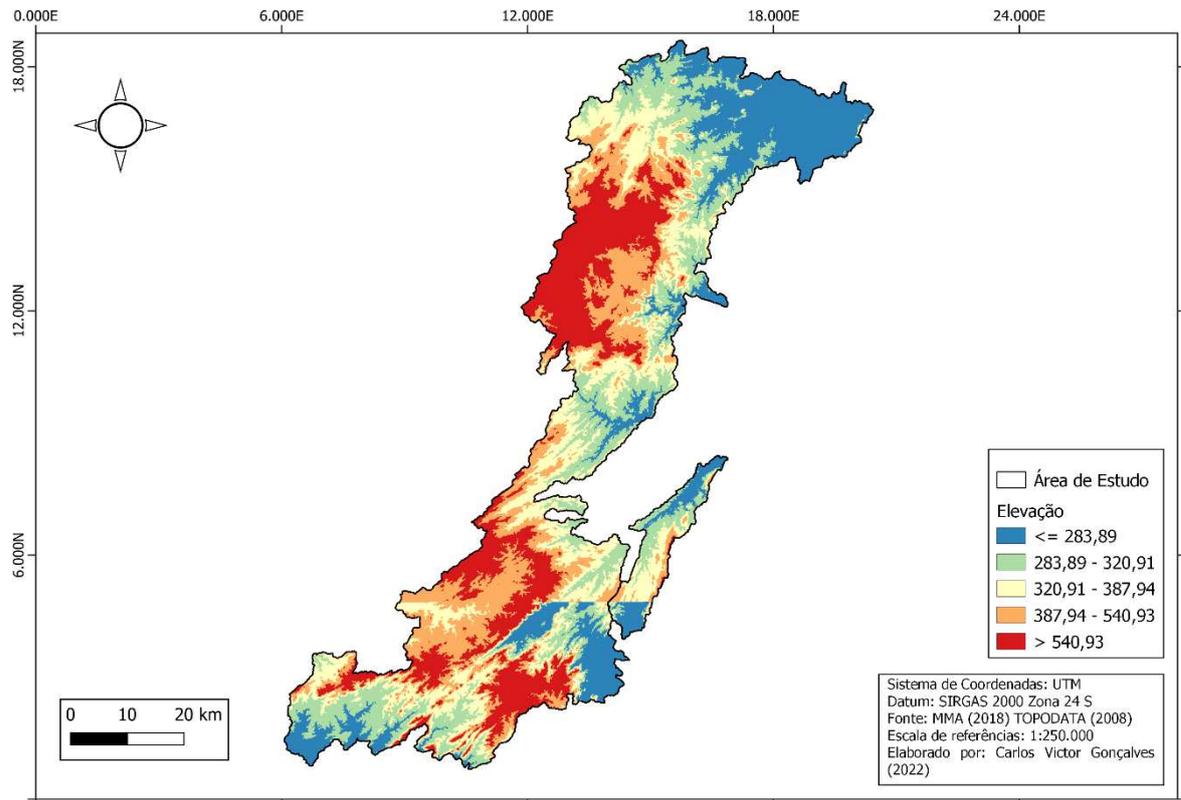
Acervo: Carlos Victor Gonçalves

As superfícies terrestres, sejam chapadas, serras ou maciços residuais, têm a capacidade de captar água da chuva (Foto 4). Grande parte de volume é canalizada, formando rios e córregos que drenam para uma saída comum, em um ponto mais baixo do relevo, chamada bacia hidrográfica (IBGE, 2021). Os gradientes de altimetria, montanhas, serras, colinas, chapadas e outras formas de relevo com elevação em relação às do seu entorno são os divisores de drenagem ou divisores de águas, gerando assim bacias hidrográficas. Os recursos hídricos constituem um elemento importante na composição das paisagens, e na sustentação da vida. As principais cidades foram formadas próximas a esse ambiente aquático, facilitando o deslocamento, o consumo e a sobrevivência das comunidades humanas.



Foto 4: Paisagem com mosaicos de agricultura, moradias e vegetação conservada e nos maciços residuais.  
Acervo: Carlos Victor Gonçalves, março (2022)

Grande parte da economia local das cidades veio da exploração dos recursos hídricos, na agricultura, indústria e produção de bens de consumo em áreas planas e pouco declivosas, no caso, os vales. As montanhas, por outro lado, tendo áreas íngremes e de difícil acesso, não permitiram sua exploração econômica permanecendo com sua vegetação primária. No entanto, sem uma política de conservação desses recursos, sua qualidade e quantidade foram se deteriorando ao longo do tempo. Desmatamento, poluição, construções urbanas são alguns dos responsáveis pela precarização dos recursos hídricos. A falta de água, é resultado da má gestão dos recursos hídricos e seu uso em múltiplas atividades produtivas, gerando uma redução de sua disponibilidade e qualidade (CHRISTOFIDIS, 2002).



Mapa 4: Mapa de Elevação da área de estudo.

Elaborado por: Gonçalves Cavalcante (2023).

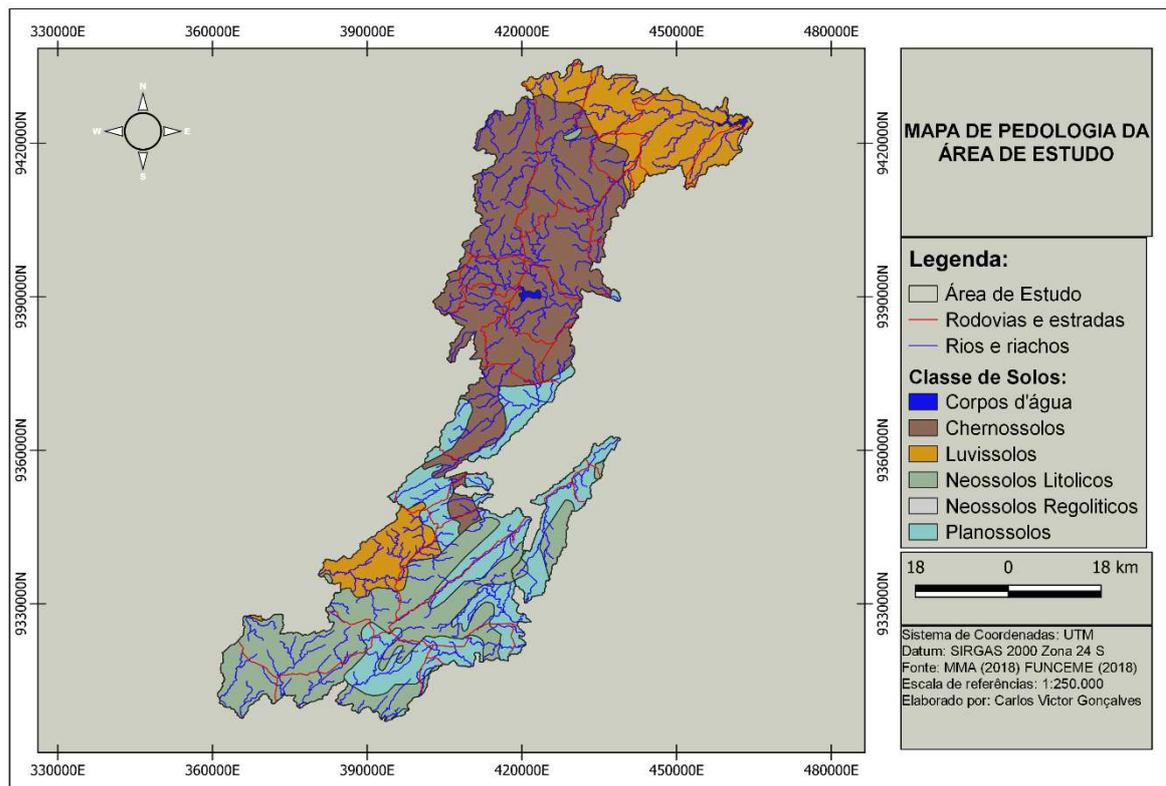
## Solos

Consideramos a vegetação como fator principal na conservação e manutenção de solos, na regulação do ciclo hidrológico, na conservação da fauna e no equilíbrio da paisagem. Desta forma, o desmatamento, com o uso intensivo do solo, sem técnicas de manejo adequadas, em regiões com declividades acentuadas, tem comprometido a estrutura dos solos, gerando erosão e dificultando a infiltração de água aos lençóis freáticos, comprometendo a produtividade dos solos (SOARES FILHO,1998).

As unidades pedológicas descritas para a área pesquisada (Mapa 5), são: Chernossolos, Luvisolos, Neossolos Litólicos, Neossolos Regolíticos e Planossolos (IBGE, 2015). Caracterizam-se por serem rasos, com pouca capacidade de infiltração, ricos em minérios, mas pobres em matéria orgânica, em razão das características do clima e da geomorfologia, da hidrografia e da vegetação da região (SANTOS *et al.*, 2018). A perda da cobertura vegetal original pode levar a processos de erosão e retenção de materiais particulados no leito dos rios alterando as propriedades químicas e físicas da biota aquática.

Os Chernossolos ocupam maior parte da área estudada, são solos normalmente de bem a imperfeitamente drenados (BRASIL, 2015), apresentam material mineral com alta saturação por bases e horizonte (A) chernozêmico sobrejacente a horizonte (B), ambos com argila de atividade alta, horizonte (C) carbonático, horizonte cálcico ou petrocálcico sobrejacente à rocha, o horizonte (A) pode apresentar alta concentração de carbonato de cálcio (SANTOS *et al.*, 2018). Os Luvisolos são solos minerais, não hidromórficos, com horizonte (B) textural, com argila de atividade alta e saturação por bases alta (BRASIL, 2015), imediatamente abaixo de horizonte (A) ou horizonte (E), variam de bem a imperfeitamente drenados, sendo normalmente pouco profundos (SANTOS *et al.*, 2018). A classe dos Neossolos Litólicos e Regolíticos são solos pouco evoluídos, sem horizonte (B) diagnóstico definido, em vias de formação, seja pela reduzida atuação dos processos pedogenéticos, seja por características inerentes ao material originário (SANTOS *et al.*, 2018). São solos constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso que não apresenta alterações expressivas em relação ao material originário devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos, seja em razão de características inerentes ao próprio material de origem, ou pela razão da influência dos demais fatores de formação (clima, relevo ou tempo), que podem impedir ou limitar a evolução dos solos (BRASIL, 2015).

Os Planossolos compreendem solos minerais imperfeitamente ou mal drenados, com horizonte superficial ou subsuperficial eluvial, de textura leve, que contrasta abruptamente com o horizonte B. Os solos desta classe ocorrem preferencialmente em áreas de relevo plano ou suave ondulado, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem vigência periódica anual de excesso de água, mesmo que de curta duração, especialmente em regiões sujeitas à estiagem prolongada e até mesmo sob condições de clima semiárido (BRASIL, 2015). Nas baixas, várzeas e depressões sob condições de clima úmido, estes solos são verdadeiramente hidromórficos (BRASIL, 2015). Os resultados indicam que os Planossolos e área de baixada estão relacionados, conforme Figuras 5 e 6, já os solos Litólicos em áreas declivosas são frágeis pois possuem uma declividade acentuada. A perda da vegetação em áreas declivosas pode favorecer processos erosivos.

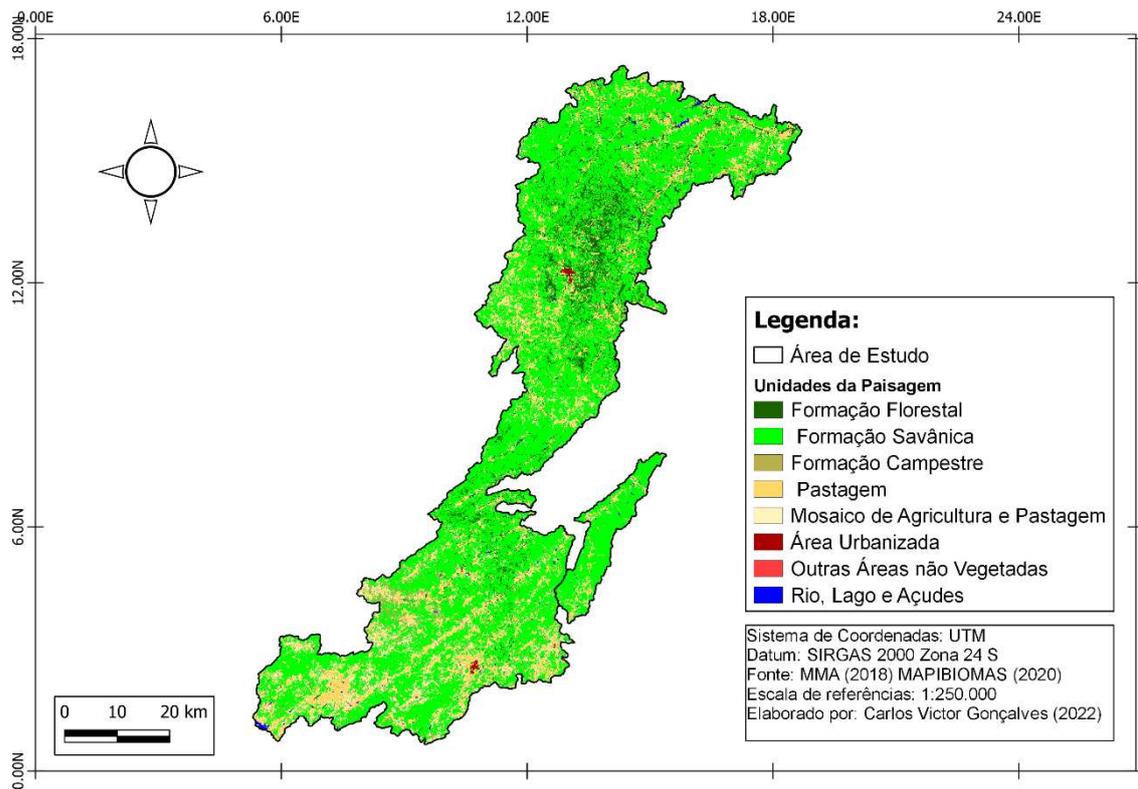


Mapa 5: Mapa pedológico da área de estudo.

Elaborado por: Gonçalves Cavalcante (2023).

## Vegetação, Uso e Ocupação da Área

A área de estudo tem aproximadamente 3.923,41 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 392.341,10 hectares (ha). A sua vegetação é composta por Savana Estépica (Caatinga stricto sensu), o que corresponde a 261,37 ha, e Floresta Estacional Decidual, em 27,10mil/ha, seguido por 53,64mil/ha de pastagem, 33,83 mil/ha de mosaico de agricultura e pastagem, possui uma formação, formação de campestre de 935,00 ha, os recursos hídricos, rios açudes e lagos sua área é aproximada de (1916,00ha) e áreas urbanizadas ocupam uma área aproximadamente de 555ha.



Mapa 6: Mapa de Composição da paisagem da área de estudo.

Elaborado por: Gonçalves Cavalcante (2023).

As unidades fitogeográficas na área de estudo são compostas, predominantemente, por trechos da Floresta Estacional Decídua Submontana (Matas Secas Serranas) e Floresta Caducifólia Espinhosa (Caatinga Arbórea) (IBGE, 2012). Essas fitofisionomias vêm perdendo sua originalidade devido a exploração da vegetação, identificamos a perda da vegetação natural para dar lugar pastagens em áreas sensíveis como topo de morros, rios e riachos (Mapa 6). Indicamos a necessidade de estudos mais aprofundados, para detalhamento das fitofisionomias da região.

A fitofisionomia da área em questão prediz indicadores importantes na paisagem a ser avaliada, pois, auxilia na medição da quantidade de habitats e de sua qualidade. Esse indicador pode auxiliar no planejamento de áreas a serem restauradas e de novas áreas a serem conservadas. Existe uma relação positiva na reprodução de aves entre o tamanho da mancha ou fragmento e a cobertura da vegetação, relacionada à quantidade de habitats (ROBINSON et al, 1995; FAHRIG, 2003) A heterogeneidade da paisagem e, como consequência, a diversidade da vegetação, exige um estudo em larga escala, com análise da influência de diferentes fatores,

bióticos e abióticos, para subsidiar a proposição de delimitação dos tamanhos, formas e posicionamento, especialmente das manchas.

Observamos que na área florestada existe uma variação de temperatura, que se distingue de outras áreas com tipos de vegetação diferentes ou graus de conservação distintos. O microclima se define pelas características mantidas pela variação dos elementos meteorológicos, como a camada de ar próxima ao solo, a umidade e a altura da vegetação que domina essa porção (Giger, 1965). Zonas subtropicais ou tropicais de áreas continentais possuem dinâmicas de energia que variam ao longo do dia, apresentando variações de temperaturas durante períodos do dia (HOFMANN et al, 2010). As áreas com florestas mantêm um equilíbrio térmico de temperatura e umidade para sustentar confortavelmente os padrões e estruturas de comunidades biológicas. A abrangência das relações entre as estruturas das formações vegetais e o microclima é fundamental para o conhecimento ecológico associado à conservação, especialmente em regiões com grandes transformações estruturais dos *habitats*.

Em relação aos ambientes florestais, Geiger (1965) identificou três estratos com variação de temperatura, umidade e luminosidade. Espaço das copas: denominado de dossel, ou o limite superior da floresta, que recebe maior intensidade luminosa, que estrutura as copas das diversas árvores. Em florestas tropicais esse espaço também é ocupado por diversos tipos de plantas, como epífitas e lianas, entre as quais orquídeas, bromélias, cactáceas e samambaias (HOFMANN et al, 2010). O espaço dos fustes ou as distâncias entre a base dos caules e o início das ramificações, têm como característica uma camada intermediária localizada entre o sub-bosque e as copas, ocupada pelos troncos das árvores emergentes e pelas copas das árvores de altura intermediária ou árvores jovens, que ainda não conseguiram chegar ao dossel, geralmente entre 10 e 20 metros acima do solo, em uma floresta tropical madura (HOFMANN et al, 2010). O sub-bosque está localizado próximo ao solo da floresta, sendo ocupado por plantas higrófilas de pequeno porte, e é um local de grande diversidade de espécies, com importantes interações tróficas, grande quantidade de decompositores e detritívoros, com abundância de macro e micro invertebrados. A destruição da cobertura vegetal leva a uma maior exposição da superfície do solo, diminuindo ainda mais a precipitação e modificando, assim, os microclimas locais e superficiais (HOFMANN et al, 2010).

Percebemos que as questões ambientais, econômicas e culturais fizeram com que a vegetação nativa estivesse sob severas intervenções ao longo do tempo. Seja devido à criação de gado bovino em manejo extensivo, nas superfícies aplanadas, o que tem levado à degradação de ecossistemas, como também pela agricultura itinerante de sequeiro e o plantio da cana de açúcar na região litorânea, que ocuparam os solos com práticas agrícolas não conservacionistas,

o que favoreceu a sua degradação e acelerou processos de desertificação (MELO; BASSO; SIQUEIRA-FILHO, 2012; SAMPAIO; ARAÚJO; SAMPAIO, 2005).



Foto 5: Registro de desmatamento Município de Pedra Branca no estado do Ceará, julho (2022).

Fotos: Carlos Victor Gonçalves

As florestas tropicais contêm as maiores biodiversidades entre os biomas terrestres e têm recebido mais atenção à sua conservação que outros tipos de vegetação, como os que ocorrem em regiões semiáridas, como as savanas estépicas (caatinga), menos diversos, pouco estudados e com baixa resiliência, e mais sujeitos a ações antrópicas. (MENEZES; ARAÚJO; ROMERO, 2010). Menos de 2% da área coberta pela vegetação da savana-estépica é protegida em unidades de conservação de proteção integral, sendo recomendado que atinja 25% de sua área total (TABARELLI; SILVA, 2003). O semiárido brasileiro possui poucas áreas de proteção integral, a maioria correspondendo a unidades de uso sustentável, com problemas na delimitação territorial, ausência de planos de manejo, baixa qualificação dos seus gestores e reduzido número de funcionários, fragilizando as fiscalizações (MENEZES; ARAÚJO; ROMERO, 2010).

A escolha de áreas a serem conservadas baseia-se em diversas características da biota, como sua representatividade e o grau de sua conservação. Os estudos de vegetação se caracterizam, a “priori”, pela análise da sua estrutura espacial, determinada pela distribuição dos estratos verticais, e pela cobertura do solo, horizontal, promovida por seus componentes arbóreo, arbustivo e herbáceo; pelas formas de crescimento e pela sua sazonalidade vegetativa e reprodutiva. A tradição fisionômica definiu quatro abordagens na análise da vegetação: a) tipos de formação; b) sistemas descritivos; c) correlação climática e d) formação em séries

(LARANJA et al., 2006), essas abordagens proporcionaram melhores classificações das características fitofisionômicas.

### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Identificamos que, a paisagem natural da área prioritária para conservação MMA (2018) se caracteriza como um ambiente moderadamente alterado, a vegetação primária se encontra em regiões de difícil acesso, topos de morros e serras secas, áreas mais planas encontra-se uma vegetação secundária em processo sucessão inicial e intermediária, em consequências das ações antropogênicas dos últimos dois séculos, perda de vegetação em áreas de encostas e matas ciliares. Isso ocorre, devido à falta de fiscalização dos órgãos governamentais. Toda via, a área em estudo concentra uma beleza natural paisagística, e de flora e fauna, pouco explorado cientificamente. Necessita de ações que levem a um desenvolvimento mais sustentável, como turismo ecológico, agricultura de base agroecológica, economia local solidária, recuperação de áreas degradadas e conservação de áreas com maior biodiversidade.

### **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001. Agradecemos ao Laboratório de Fitogeografia pela estrutura e material da pesquisa.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉN, H.; ANDREN, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71 355. Vol. 71, Fasc. 3 (Dec., 1994), pp. 355-366.
- ARAGAO, L. P. ; SILVA, E.V. . Geocologia das Paisagens: uma abordagem da evolução teórico-conceitual e metodológica. *Revista Eletrônica do PRODEMA* , v. 15, p. 91-100, 2022.
- BARRETT, G.W.; BOHLEN, P.J. 1991. Landscape ecology. In: Hudson, W.E. (Ed.). *Landscape linkages and biodiversity*. Island Press, Washington, DC. pp. 149-161.
- BEA, M.; TOOMEY, A.; LOYOLA, R. Exploring and expanding the spaces between research and implementation in conservation science. *Biological Conservation*. Volume 240 , dezembro de 2019, 108290.
- BELISLE M, Desrochers A, Fortin M-J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology* 82:1893–904.
- BESSE, Jean-Marc. As cinco portas da paisagem – ensaio de uma cartografia das problemáticas contemporâneas. In: BESSE, Jean-Marc. *O gosto do mundo. Exercícios de paisagem*. Rio de Janeiro: Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2014.
- BOSCOLO, D.; FERREIRA, P.A.; LOPES, L.E. Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. *Filosofia e História da Biologia (Online)* v. 11, p. 157-187, 2016.
- BOLFE, E. L.; Matias, L. F. ; FERREIRA, M. C. . Sistemas de Informação Geográfica: Uma Abordagem Contextualizada na História. *GEOGRAFIA (RIO CLARO. IMPRESSO)*, v. 33, p. 69-78, 2008.
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico de Pedologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015.
- CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. *Perfil Básico Municipal de Quixadá*. 2021. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>. Acesso em: 28 jul. 2022.
- CHRISTOFIDIS, Demetrios. (2002) Considerações sobre conflitos e uso sustentável em recursos hídricos. In: THEODORO, Suzi (org.). *Conflitos e uso sustentável dos recursos naturais*. Rio de Janeiro: Gramon, pp. 13- 28.
- CLAUDINO-SALES, VANDA Megageomorfologia do Nordeste Setentrional Brasileiro. *REVISTA DE GEOGRAFIA (RECIFE)* , v. 35, p. 442-454, 2018.
- COSTA, L. R. F.; MAIA, R. P.; BARRETO, L. L.; CLAUDINO-SALES, V. Geomorfologia do Nordeste Setentrional brasileiro: Uma proposta de classificação. *Revista brasileira de Geomorfologia*, v. 21, p. 1984-208, 2020.

CRAIG R. et al., Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice: A seven-step framework for developing regional plans to conserve biological diversity, based upon principles of conservation biology and ecology, is being used extensively by the nature conservancy to identify priority areas for conservation. *BioScience*, Volume 52, Issue 6, June 2002, Pages 499–512

CUNICO, C. Zoneamento Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Marumbi - PR: Perspectivas para a Análise e Avaliação das Condições Sócio-Ambientais. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

DA SILVA, Vlória; Gomes de Alencar, Francisco Amaro FORMAÇÃO TERRITORIAL DO CEARÁ: DAS 16 VILAS ORIGINAIS AOS 184 MUNICÍPIOS ATUAIS Boletim Goiano de Geografia, vol. 35, núm. 1, enero-abril, 2015, pp. 53-69 Universidade Federal de Goiás Goiás, Brasil de Janeiro: Relume Dumará,1992.

DEAN H.K. Fairbanks, Grant A. Benn. Identifying regional landscapes for conservation planning: a case study from KwaZulu-Natal, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, Volume 50, Issue 4, 2000, Pages 237-257.

*do Ceará: a questão dos limites municipais*. Fortaleza: IPECE,

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1).

FAHRIG, L. (2003) Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 34, 487-515

FAHRIG, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annur-ev-ecols-ys-110316-022612>

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling*, 105: 273-292, 1998.

FAHRIG, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101– 112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

FORMAN, R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge

GEIGER, R. The climate near the ground. Cambridge: Harvard University Press, 1965.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12 (2): 321-334, 2002.

HOFMANN, G S. Hasenack, H. OLIVEIRA, L F B. O clima na Reserva Particular de Patrimônio Natural Sesc Pantanal. – Rio de Janeiro: SESC, Departamento Nacional, 2010. 84p. : il. ; 28 x 21 cm. – (Conhecendo o Pantanal ; 5)

IBGE, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Sistema fitogeográfico Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas Procedimentos para mapeamentos.

KOMONEN A, P, L M, H I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos* 90:119–26

KRATZ, T.K., BENSON, B.J., BLOOD, E.R., CUNNINGHAM, G.L., DAHLGREN, R.A., 1991. The influence of landscape position on temporal variability in four North American ecosystems. *American Naturalist* 138, 355±378.

KURKI S, NIKULA A, HELLE P, LINDEN H. 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81:1985–97

LARANJA, R E P. PASSOS M M. EITEN G. Princípios e Métodos de Estudo nos Grupamentos Vegetais: Uma Revisão. *Geografares*, nº 5, 2006 • 89.

MELO, F.P. L.; BASSO, F.A.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. Restauração Ecológica da Caatinga: Desafios e Oportunidades. In: José Ales Siqueira Filho. (Org.). *Flora das Caatingas do Rio São Francisco*. 1ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobson Estudio Editorial Ltda., 2012, v. 1, p. 394-421.

MENEZES, M.O.T., ARAÚJO, F.S., ROMERO, R.E. O Sistema de Conservação Biológica do Estado do Ceará. *REDE - Revista Eletrônica do Prodema*, 5 (2): 7-31, 2010.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* v.1 <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001> Acessado em 09/05/2022.

METZGER, J.P.; FONSECA, M. A. ; OLIVEIRA FILHO, F. J. B. DE ; MARTENSEN, Alexandre Camargo . O uso de modelos em Ecologia de Paisagens. *Megadiversidade (Belo Horizonte)*, v. 3, p. 64-73, 2007

MMA. 2018. Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira. <http://areasprioritarias.mma.gov.br/>. Acessado em 25/10/2021

NAVEH, Z. & Lieberman, A. 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.

OLIVEIRA, Almir Leal de. O Instituto Histórico, Geográfico e Antropológico do Ceará: memória, representações e pensamento social (1887 -1914). Tese apresentada à Pontifícia Universidade Católica de São Paulo. São Paulo, 2001.

OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

PONTES, Lana Mary Veloso de. *Formação do território e evolução políticoadministrativa*

PRIMACK, R. & RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

RICKLEFS, Robert; RELYEA, Rick. *A economia da natureza*. 7. ed. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2016. 2018 v, xxiii, 606 . p.

ROBINSON SK, THOMPSON FR, DONOVAN TM, WHITEHEAD DR, FAABORG J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267:1987–90

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. da; CAVALCANTI, A. P. B. **Geocologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. Fortaleza: Editora UFC, 2013.

RODRIGUEZ, J. M. M. SILVA, E. V. da. La geocologia del paisaje como fundamento para el analisis ambiental. **REDE – Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v.1, n.1, p.77 - 98, dez. 2007. Disponível em: <<http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/5>>. Acesso em: 25 mai 2021.

RODRIGUEZ, J. M. M. e SILVA, E. V. **Planejamento e gestão ambiental: subsídios da geocologia das paisagens e da teoria geossistêmica**. Fortaleza: Ed. UFC, 2018. 3ª ed.

Rodriguez, José Manuel Mateo. Geocologia das paisagens [livro eletrônico] : uma visão geossistêmica da análise ambiental / José Manuel Mateo Rodriguez, Edson Vicente da Silva, Agostinho de Paula Brito Cavalcanti. 6. ed. – Fortaleza: Imprensa Universitária, 2022. 12.393 kb : il. color. ; PDF. ISBN: 978-65-88492-97-0

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

SILVA, Amanda Scofano de Andrade. Trilhando a paisagem: uma abordagem de conceitos e diálogos. *Revista Eletrônica História, Natureza e Espaço*, v. 5, n. 2, 2016. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/niesbf/article/download/31935/22633>. Acesso em: 09 dez. 2021.

SILVA, Isabelle Braz Peixoto da. *Vilas de índios no Ceará Grande* Dinâmicas locais sob o Diretório Pombalino. Campi Pontes Editores, 2005.

SILVA, E.V. Diagnóstico e zoneamento socioambiental das comunidades do açude de Forquilha, Semiárido Cearense. In: SILVA, E.V. et al. (Org.) *Planejamento socioambiental em comunidades tradicionais no Semiárido Nordeste e na Amazônia Oriental*. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2012.

SOARES FILHO, B. S. *Análise de Paisagem: fragmentação e mudanças*. Belo Horizonte, MG: Departamento de Cartografia, Centro de Sensoriamento Remoto. Instituto de Geociências UFMG, 1998.

SOUZA, C.M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, Volume 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735. 2020.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Orgs) Ecologia e conservação da Caatinga. Recife, Editora Universitária da UFPE, 2003. P. 777-796.

TOPODATA: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos, 2008. <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>.10 de junho. de 2022

TURNER, Monica G.; GARDNER, Robert H. Landscape ecology in Theory and Practice: Pattern and Process. 2<sup>a</sup> ed. New York: Springer-Verlag, 2015.

VIANA, Blandina Felipe; BOSCOLO, Danilo; MARIANO NETO, Eduardo; LOPES, Luciano Elsinor; LOPES, Adriana Valentina; FERREIRA, Patrícia Alves; PIGOZZO, Camila M.; PRIMO, Luiz M. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology*, 7 (5): 31-41, 2012.

WATT, Alex S. Pattern and Process in the plant community. *Journal of Ecology*, 35 (1-2): 1-22, 1947.

WATT, Alex S. Pattern and Process in the plant community. *Journal of Ecology*, 35 (1-2): 1-22, 1947.

WIENS, John A. Population responses to patchy environments. *Annual review of ecology and systematics*, 7: 81-120, 1976.

WITH KA, Crist TO. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76:2446–59

WITH KA, KingAW. 1999. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landsc. Ecol.* 14:73–82

**3 CAPÍTULO II: DIVERSIDADE ARBÓREA NA CAATINGA PODE SER EXPLICADA PELA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E SUBSIDIAR A PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

*C. V. G. Cavalcante<sup>1</sup>, C. E. Carvalho<sup>2</sup>, B. S. Menezes, R. C. Costa, I. B. Loiola, W. Mantovani, F. S. Araújo*

Capítulo apresentado na forma de artigo segundo as normas do periódico ACTA BOTANICA BRASILICA - Versão impressa (ISSN: 0102-3306) Versão on-line (ISSN: 1677-941X)

## **DIVERSIDADE ARBÓREA NA CAATINGA PODE SER EXPLICADA PELA HETEROGENEIDADE AMBIENTAL E SUBSIDIAR A PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

*Carlos Victor Gonçalves Cavalcante, Carlos Eduardo de Carvalho, Francisca Soares Araújo Bruno Sousa Menezes, Waldir Mantovani, Rafael Carvalho da Costa, Iracema Bezerra Loiola*

### **RESUMO**

Variações espaciais refletem a heterogeneidade de habitats de uma área e podem ser analisadas através da diversidade de espécies. Neste trabalho, nosso objetivo foi saber se heterogeneidade ambiental (solos da Caatinga) são bons preditores da diversidade alfa, beta e gama de comunidades arbórea. Selecionamos quatro classes de solos: Planossolos, Neossolos Litólicos, Chernossolos e Luvisolos em altitude que variaram de 259 a 700 m. Sorteamos 24 parcelas de 20 x 50 m em uma amostra aleatória estratificada cujo número de parcelas por classe de solos foi distribuída proporcionalmente ao tamanho da área de cada classe de solos. Em cada parcela contabilizamos o número de espécies do componente arbóreo e arbustivo e seus respectivos números de indivíduos com no mínimo 9 cm de perímetro no nível do solo. Foram amostradas 68 morfoespécies distribuídas em 27 famílias e um total de 4970 indivíduos. Os Chernossolos apresentaram maior riqueza (48 spp) e diversidade de Shannon-Wiener  $H' = 2.53$ . Nos Luvisolos registraram o menor número de morfoespécies (27 spp) e  $H' = 1.57$ . A diversidade beta total foi de  $\beta 0.89$ . Nossos resultados demonstram que classe de solos não são bons preditores de diversidade, mas podem definir variações fisionômicas e estrutura da comunidade.

**Palavras chaves:** Diversidade alfa e beta. Diversidade regional. Flora da Caatinga.

## ABSTRACT

Spatial variations reflect the heterogeneity of habitats in an area and can be analyzed through species diversity. In this work, our objective was to know if environmental heterogeneity (Caatinga soils) are good predictors of alpha, beta and gamma diversity of tree communities. We selected four soil classes: Planosols, Litholic Neosols, Chernosols and Luvisols in altitudes ranging from 259 to 700 m. We drew 24 plots of 20 x 50 m in a stratified random sample whose number of plots per soil class was distributed proportionally to the size of the area of each soil class. In each plot, we counted the number of species of the tree and shrub component and their respective numbers of individuals with at least 9 cm of perimeter at ground level. 68 morphospecies distributed in 27 families and a total of 4970 individuals were sampled. Chernosols showed higher richness (48 spp) and Shannon-Wiener diversity  $H' = 2.53$ . In Luvisols they recorded the lowest number of morphospecies (27 spp) and  $H' = 1.57$ . The total beta diversity was  $\beta 0.89$ . Our results demonstrate that soil classes are not good diversity predictors, but can define physiognomic variations and community structure. **Keywords:** Alpha and beta diversity. Regional diversity. Flora of the Caatinga.

**Keywords:** Alpha and beta diversity. Regional diversity. Flora of the Caatinga.

## INTRODUÇÃO

A hipótese de heterogeneidade de habitat (EH) proposta inicialmente por MacArthur & MacArthur em 1961, explicou que ambientes mais heterogêneos dispõem de mais recursos e conseqüentemente, apresentam maior diversidade de espécies (Michael et al, 2002). A heterogeneidade topográfica, contribui na estrutura do relevo em grande escala e escalas de microtopografia (Kreft, 2015). A (EH) em solos, por outro lado, quantifica o número de ordem e classe de solos, mas também pode estar relacionada, por exemplo, à variabilidade no pH do solo, teor de cátions ou compactação dos solos (Kreft, 2015). Drew & Baer, (2019) explicaram áreas com alta severidade ambiental, porém espacialmente heterogêneas, provêm condições e recursos de forma particionada e isso proporciona condições para suportar a demanda de determinadas populações e possibilita que mais espécies coexistam.

A heterogeneidade de habitat pode ter mais de duas dimensões, espacial e temporal, e está relacionado com os componentes bióticos e/ou abióticos, tais como: diversidade biológica, topografia, solos, temperatura, umidade, precipitação, luminosidade (Deák et al, 2020). Estudos de Deák et al, (2020) realizados na Hungria e Bulgária região sul da Europa indicam que os habitats com topografia ou aspectos de vertentes norte e oeste suportam maior produção de biomassa e cobertura vegetal enquanto encostas voltadas para sul tem sua produção limitada de biomassa e cobertura vegetal mais baixa. Os referidos autores demonstram que posicionamento da encosta, sotavento e barlavento, por si só, não explica essas diferenças, mas que, outros fatores como solos, precipitação, umidade relativa do ar e o gradiente topográfico influenciava nas diferenças de biomassa vegetal entre as vertentes.

Baseado na EH, a diversidade de plantas (diversidade Beta e Gama) deveria aumentar com a variabilidade espacial na disponibilidade de recursos. Embora tenha sido amplamente aceito que ambientes mais heterogêneos devem manter mais espécies (Tamme et al. 2010), não se sabe ainda os mecanismos que explicam as relações positivas entre EH-riqueza e como eles estão ligados à elevação, solos, topografia, escalas espaciais e táxons (Kreft, 2015). Baseando-se em dados de pesquisas no campo Drew & Baer, (2019) demonstraram que essa hipótese tem baixo suporte.

Segundo Deák et al, (2020), a heterogeneidade de habitats (EH) pode influenciar a riqueza de espécies em diferentes escalas espaciais. Isso poderia ser explicado por que devido às fortes pressões competitivas, seja pela predação ou por questões abióticas, ao longo do tempo, os táxons devem se especializar em diferentes habitats (Deak et al., 2020).

Em ambientes florestais, EH como topografia e solos são espacialmente mais variados em regiões tropicais comparadas com locais mais temperados (Ricklefs, 1977). Em

ambientes florestais tropicais não densamente fechados, como woodland, savanas e florestas sazonalmente secas, variáveis abióticas como luminosidade e temperatura devem ter pouca variação vertical e por isso, potencialmente têm pouco efeito na estrutura da vegetação. Nesses ambientes tropicais mais secos, a heterogeneidade espacial de habitats baseada nas variações nos solos, geralmente associadas à geomorfologia e à topografia (síntese indireta de variações na temperatura e na disponibilidade hídrica) deverá ser um bom preditor de variação na biomassa vegetal e na diversidade de árvores.

No Brasil, em termos de ordenamento e classificação, existem 13 classes de solos catalogadas na FAO-WRB e no Sistema de Classificação de Solos do Brasil (Brasil, 2018). Sendo que no Domínio Fitogeográfico da Caatinga ocorrem 10 classes de solos: Leptosols, Ferralsols, Argissolos, Luvisols, Planosols, Cambissolos, Chernozems, Gleissolos, Plinthosols e Vertisols. A ocorrência dessa alta heterogeneidade de classe de solos no semiárido brasileiro tem sido explicada e marcada pela sazonalidade pluviométrica, devido aos fatores pedogenéticos de clima, material de origem, relevo, organismos e tempo (Gama & Jesus, 2020). O baixo nível de precipitação e a distribuição não linear e temperaturas elevadas contribuem para que predominem classes de solos pouco desenvolvidos (Reboita et al. 2016). O baixo nível de intemperismo do material de origem dos solos, associado a um desenvolvimento pedogenético incipiente causa a ocorrência de solos pouco profundos (Reboita et al. 2016). A heterogeneidade dos solos ainda é pouco compreendida, principalmente quando a associamos à riqueza e diversidade (Deak et al, 2020).

Whittaker (1975) dividiu a diversidade em alfa, beta e gama. A diversidade alfa é o número de espécies em uma localidade ou habitat, a beta estima a rotatividade de espécies entre as comunidades ou habitats e a gama estima o número de espécies presentes em uma região. No entanto, ainda não temos conhecimento de literatura sobre como esses níveis espaciais hierárquicos de diversidade de árvores da Caatinga são afetados pela EH de solos. Essas informações são indispensáveis para seleção de áreas prioritárias para conservação biológica de locais em que ainda há pouco conhecimento biológico. Nesse estudo, hipotetizamos que a diversidade de plantas lenhosas estaria associada a EH de solos.

## **MATERIAL & MÉTODOS**

### **Área de Estudo**

O semiárido brasileiro ocupa aproximadamente 844,453 km<sup>2</sup>, está localizado no nordeste do Brasil, com precipitação média que varia de 300 a 1000 mm por ano concentrada de 3 a 5 meses no ano com evapotranspiração de 1500 a 2000 mm por ano (Sampaio, 1995). A

região é influenciada por cinco sistemas de circulação atmosférica: 1º Eventos El Niño-Oscilação Sul (ENOS), 2º Temperatura da superfície do mar (TSM), Ventos Alísios, Pressão ao Nível do Mar (PNM), 3) Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), 4) Frentes Frias, e 5) Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN) (Uvo e Berndtsson, 1996). As elevações são principalmente de 400-500 m e atingem cerca de 1000 m. As principais unidades geológicas dentro a região Nordeste são Embasamento cristalino proterozóico e as bacias sedimentares paleozóicas e mesozóicas (Costa et al, 2020). Esta formação resultou em uma diversidade de solo com estrutura, cor e textura diferentes. Solos sobre o embasamento cristalino são rasos, e rochoso, geralmente classificado como Litossolos, Regossolos e solos marrons não cálcicos. Aqueles em material sedimentar tendem a ser profundos e arenosos, geralmente classificados como solos Latossólicos, Podzólicos e arenosos quartzos (Sampaio, 1995).

A área analisada compreende as latitudes 5° 6'38,4" S longitudes 39° 38' 12,1" W e latitudes 6° 9'54,5" S longitudes 40° 12' 06,2" em altitudes que variam de 229 a 620 m e precipitação média anual variando de 500 a 700 mm ano, com chuvas concentradas no verão-outono nos meses de fevereiro a maio (quadra chuvosa). Esta região apresenta quatro ordens de solos classificados como Planossols, com área de 80.259,14 ha (21%), Leptosols, com área de 89.323,37 ha (23%), Chemozems com área de 150.920,59 ha (39%) e Luvisols com área 70.595,73, (18%) que correspondem aos municípios de Boa Viagem, Quixeramobim, Pedra Branca, Mombaça, Tauá, Catarina e Arneiroz, estado do Ceará, Nordeste do Brasil.

A área pesquisada foi delimitada espacialmente pelo Ministério do Meio Ambiente MMA (2007) e atualizada em 2018 como prioritária para conservação biológica por ainda apresentar boa cobertura vegetal, porém sobre forte pressão agropecuária. Abrangem três nascentes de bacias hidrográficas rio Poty, rio Jaguaribe e rio Banabuiú, biologicamente pouco conhecido. Não foram encontrados dados na literatura sobre levantamentos florísticos e ou fitossociológicos (Mapa 01). Para extrair as variáveis abióticas foi utilizado o banco de dados do MAPBIOMAS (2021), classificação dos solos FUNCEME (2018) e as variáveis geomofométricas do projeto TOPODATA (2008). Para a composição da paisagem seguimos a mesma classificação do MAPBIOMAS (2021): Formação Florestal, Formação Savânica, Formação Campestre, Pastagem, Mosaico de Agricultura, Pastagem, Áreas Urbanizadas e Corpos Hídricos. O processamento dos dados foi feito utilizando o sistema de informações geográficas (SIG), com um software livre QGIS versão 3.16.16 (2022).

#### **Amostragem da flora arbustiva/arbórea e análise da diversidade alfa, beta e gama.**

Amostramos aleatoriamente 24 parcelas de 20 × 50 m, ou seja, 2,4 ha, distribuídas proporcionalmente ao tamanho da classe de solos. Cada parcela foi dividida sequencialmente

em subparcelas de 20 × 25 m. Foram coletados ramos reprodutivos dos arbustos e árvores com no mínimo 9cm de perímetro no nível herborização e posterior identificação taxonômica. Para espécies presentes em cada parcela foram contabilizados o número de indivíduos com no mínimo 9 cm de perímetro por ser um critério de inclusão amplamente utilizado nos levantamentos fitossociológicos da caatinga e recomendado por Rodal et al (1992). Em seguida elaboramos uma lista das espécies registradas por parcelas e subgrupos de classe de solos e com seus respectivos valores de abundância. Agrupamos as parcelas em ordem crescente de 1 a 24 e por classe de solos de 01 a 04, Luvisols, de 05 a 12 Chernozems, de 13 a 18 Leptosols, 19 e 24 Planossols (Tabela 01).

Para calcular a diversidade alfa utilizamos a riqueza específica baseada no Índice de Margalef, o índice de Shannon & Wiener ( $H'$ ), e o índice de Pielou (J) (Magurran, 2004). Para medir a diversidade Beta total utilizamos os índices de Sorensen (SO), Jaccard (SJ) (Balsega, 2012). Para obter resultados mais finos na diversidade e interpretação dos resultados, utilizamos a série de Hill (Jost, L. 2006). Utilizamos os pacotes (Vegan, BiodiversityR, hillR, ggplot2 e betapart) do Rstudio versão 4.2.1. Utilizamos a Anova para verificar a variabilidade das médias da diversidade de morfoespécies entre as classes de solos.

## RESULTADOS

### Riqueza de espécies, diversidade alfa e composição de espécies

Nas 24 parcelas foram amostradas 68 morfoespécies arbustivas e arbóreas distribuídas em 27 famílias e um total de 4.970 indivíduos (Tab, 1). A riqueza de espécies por parcela variou de 5 a 21 espécies e de 66 a 410 indivíduos respectivamente (Tab 2). Em relação às classes de solos a classe Chernossolos apresentou maior riqueza 48 morfoespécies, com um total de 1960 indivíduos, seguido por Neossolos Litólicos com 39 morfoespécies e 1445 indivíduos. Os Planossolos apresentaram uma riqueza de 33 morfoespécies e 822 indivíduos, já a os Luvisolos apresentaram o menor número de morfoespécies e indivíduos 27 e 743 respectivamente. A análise de variância indicou a hipótese de igualdade entre as quatro classes de solos levando em consideração a variação das médias na riqueza de espécies por classe de solos com ( $F=0.32$ ,  $p=0.99$ ). Em relação a diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) o Chernossolos chegou a  $H'=2.53$ , seguido de Planossolos  $H'=2.42$ , Neossolos Litólicos  $H'=1,67$  e Luvisolos  $H'=1,57$ . Com análise de variância também não apresentou diferença nas médias de variação entre classe de solos usando a Diversidade de Shannon ( $F=0.68$ ,  $p=0.56$ ). Com a série de Hill as parcelas 2, 12, 19 e 24 tiveram maiores perdas de diversidade, essa perda ocorreu em todas as classes de solos (Fig 3).

Quando comparamos as parcelas dentro da mesma ordem de solos percebemos uma variação significativa ( $F = 0,17$ ,  $p 0,97$ ). Os Neossolos Litólicos, representados por 6 parcelas, apresentam a maior variação na diversidade de ( $H'$ ) de 0,29 a 2,36 e a riqueza de espécies de 05 a 21 morfoespécies (fig 02, A-B). proporcionalmente nessa classe de solos, as parcelas com menor riqueza tiveram maior densidade de indivíduos, em contrapartida as parcelas com maior riqueza baixa densidade de indivíduos (Tab. 2). Deste modo, a dominância de alguns indivíduos contribui para menor riqueza de espécies nessas parcelas, dando indicativo de ser espécies pioneiras de tipo de vegetação secundária como observadas as morfoespécies de *Croton blanchetianus* Baill., *Croton floribundus* Spreng., ambas dominantes nos Neossolos Litólicos.

A classe dos Chernossolos com 9 parcelas, observamos que riqueza variou de 9 a 19 morfoespécies e a abundância de 108 a 410 indivíduos (Tab. 1), sendo que dominância foi representativo pelas morfoespécies *Croton blanchetianus*, e *Mimosa acutistipula*, análise de variância também apresentou uma variação significativa entre as parcelas desse grupo ( $F=0,51$ ,  $p 0,84$ ) A diversidade Shannon-Wiener foi maior nessa classe de solos (Fig. 2, A)., apresentou uma mudança na parcela 10 de 0,80 e na parcela 11 de 2,47, sendo na parcela 10 o número de indivíduos chegou a 326, com dominância da morfoespécies *Croton blanchetianus*, por outro lado, nessa mesma classe de solos, observou-se a maior diversidade ( $H'$ ) (Fig. 2, A) e densidade absoluta e relativa de indivíduos (Fig. 2, C-D), a parcela 6 apresentou um número de 410 indivíduos com dominância da morfoespécie *Mimosa acutistipula*, e riqueza de 12 morfoespécies, apresentou uma diversidade Shannon-Wiener de 1,31, (Fig. 2, A). Algumas espécies se destacaram por estarem presentes somente na classe dos Chernossolos de solos como exemplos as espécies *Ceiba glaziovii*, *Spondias mombin*, *Cedrela odorata* e *Brunfelsia uniflora*, *Zanthoxylum gardneri*, estando presentes em áreas com elevação superior a 600m, consequentemente, com temperaturas mais amenas do que parcelas da mesma classe de solos situadas em elevações mais baixas. Espécies como a *Guapira opposita*, *Cordia insignis*, *Cordia trichotoma*, *Cordia glazioviana*, *Pseudobombax marginatum* estavam mais abundantes também no Chernossolos.

A classe de solos do Luvisolos com 4 parcelas apresentou uma riqueza que variou de 12 a 17 morfoespécies com diversidade de Shannon-Wiener 0,84 a 2,02 entre as parcelas com destaque para as parcelas 01,02 e 04 (Tab. 1). As parcelas com maior diversidade foi 01 e 04 com diversidade de Shannon-Wiener de 1,73 e 2,02 respectivamente e abundância de indivíduos de 146 e 66, com destaque para as espécies *Mimosa caesalpiniiifolia* e *Croton argyrophyllus*. A espécie *Ximenia americana* foi encontrada apenas nesta classe de solos. Os Luvisolos apresentaram a menor variação na riqueza de espécies com ( $F=0,54$ ,  $p 0,65$ )

representado também na menor densidade absoluta de indivíduos por classe de solos (Fig. 2, B).

A classe do Planossolos com 5 parcelas a riqueza variou de 6 a 17 morfoespécies uma a diversidade de Shannon-Wiener 1,20 a 2,09 nas parcelas 23 e 24. Os Planossolos apresentaram uma variação dentro da média na densidade média de indivíduos com  $F = 0,10$ ,  $p = 0,98$  (Fig. 2, D). É necessário ressaltar que nessa classe de solos não encontramos as características típicas de Planossolos como: relevo plano, planícies alagadas, cores cinzentas no topo do horizonte B.

### **Diversidade Beta e Gama**

A diversidade gama chegou a 68 morfoespécies. A diversidade beta total das 24 parcelas chegou a  $\beta 0,89$ , considerada uma alta diversidade. Para a diversidade beta par a par entre as 24 parcelas, as parcelas 12 Chernossolos e 21 Planossolos apresentaram maior dissimilaridade passando de 88%, já as parcelas 04 Luvisolos e 10 Chernossolos apresentam a menor dissimilaridade 27%. Ao particionarmos a diversidade beta total como sugerido por Baselga (2012) e obtivemos o Turnover de 0,84, as parcelas que apresentaram maior Turnover a 12 e 14 e 12 e 22 ambas maior que 83%, e as parcelas que não apresentam turnover foi a 01 e 22 e 10 e 17 ambas com 0%. Particionarmos também parcelas levando em consideração a riqueza de espécies e com isso observamos o aninhamento. O Aninhamento total chegou a 0,45, as maiores perdas de espécies foram nas parcelas 16, 17 com 49%. Observamos que as parcelas 7, 11, 12 apresentam maior similaridade florística e a parcela 14 maior distância (Fig. 5).

Ao levar em consideração apenas a classe de solos, conseguimos obter a diversidade gama ( $\gamma$ ) por classe de solos. Chernossolos apresentou uma diversidade gama de 46 morfoespécies, seguido de Planossolos 36, Neossolos 35 e Luvisolos 27. Realizamos a diversidade beta por classe de solos, o Luvisolos apresentou uma diversidade  $\beta$  de 0,52, o turnover de 0,45 e o aninhamento de 0,07. A classe do chernossolos apresentou  $\beta$  diversidade de 0,76, o turnover de 0,71, e aninhamento de 0,05, os Neossolos Litólicos apresentaram uma diversidade  $\beta$  de 0,76, o turnover de 0,59, e aninhamento de 0,16, e os Planossolos apresentaram uma diversidade  $\beta$  de 0,75, o turnover de 0,68, e aninhamento de 0,07.

## **DISCUSSÃO**

### **Riqueza de Espécies e Classe de solos**

A flora da área de estudo se caracteriza pela análise de similaridade florística como duas fisionomias distintas: Floresta Estacional Decídua Submontana (Matas Secas Serranas) e Savana Estépica (Caatinga) (Fig. 4-B). A variação na riqueza de espécies está associada a

diferentes interações das espécies entre si e com o meio abiótico, clima, solo, relevo (Martins & Santos, 2000), e perda de habitat (Kreft, 2015). As famílias com maior riqueza foram as Fabaceae e Euphorbiaceae. A composição de espécies varia em função de alguns fatores, dentre eles especialmente a distância do mar; e elevações dentro do semiárido, Brejos de Altitude, notabilizam-se por estarem circundadas por Caatinga (Rodal *et al.* 2008; Nascimento *et al.* 2012). Sampaio (1995) sinaliza que essa variação na riqueza espécies podem estar associadas a determinadas classes de solos, por conterem características própria na textura e propriedades físico-químicas dos solos, como é o caso da *Jatropha* e *Cnidocolus* presentes nos Luvisolos, e outras espécies como a *Combretum leprosum* Mart. e *Aspidosperma pyriformium* associadas a diferentes classes de solos. Já Martins & Santos (2000) sustentam que cada espécie tem sua abundância diferente, algumas com muita abundancia, outras com abundancia intermediária e outras com abundancia muito baixa que são consideradas raras. A densidade de algumas espécies como o gênero *Croton* em determinadas parcelas foi significativo dando indicativos de ser uma espécie pioneira. Assim, sustentamos que a densidade de indivíduos pode estar associada às classes de solos, e sua capacidade de suporte em prover recursos suficientes para suportar uma densidade maior de indivíduos, como é o caso dos Chernossolos.

A riqueza de espécies pode estar associada a complexidade existente na heterogeneidade de habitat. Isso pode ocorrer devido vários processos, que envolve o isolamento geográfico, gradientes climáticos acentuados e a disponibilidade de diversos recursos em áreas relativamente pequenas (Rodal *et al.* 2008; Araújo *et al.* 2012). Assim, riqueza de espécies arbóreas é uma das características mais marcantes das diferentes tipologias florestais tropicais (Nascimento *et al.* 2012).

Quando se leva em consideração questões abióticas, como as condições micro a macro climáticas, ou, os elementos estruturais especiais da microtopografia e do relevo em grande escala, acabam influenciando a estrutura da comunidade (Martins & Santos, 2000). Essas relações estão intrinsecamente relacionadas, mudanças na elevação, ou seja, na heterogeneidade topográfica, implicam mudanças na temperatura, precipitação, vento e insolação, que por sua vez, geram uma heterogeneidade de solos, levando a uma distribuição não uniforme dos recursos (Santos *et al.* 2018). Assim, ambientes heterogêneos podem ser uma vantagem para algumas espécies dominantes, o que faz com que a riqueza de espécies diminua com o aumento da heterogeneidade (Lundholm, 2009).

Com o aumento da diversidade de espécies vegetais poderá proporcionar o aumento também na diversidade de predadores estimulado pela presença maior de herbívoros (Scherber

et al. 2010). A diversidade de microrganismos fungos e bactérias e até animais de grande porte, podem promover a heterogeneidade por meio de interações tróficas, redes de polinização, simbiose, facilitação, parasitismo ou atividades como pastoreio, escavação ou pisoteio (Stewart, John & Hutchings, 2000).

Áreas de Proteção Permanente (APP) e Reserva Legal de propriedades particulares são áreas geralmente pequenas e garantidoras de riqueza de espécies. Na área de estudo a Reserva Legal ocupa uma área de 71.934,86 ha (18,55%) e Área de Proteção Permanente 39.740,79ha (10,25%), ou seja, áreas legalmente protegidas por lei na maior restrição do Código Florestal Lei 12.651, (BRASIL, 2012) chegam a 28,8% da área conservada. As parcelas com maior riqueza foram registradas em áreas de RL e APP, justificando assim sua efetividade em ações conservacionistas. Por outro lado, existem falhas na demarcação dessas áreas, no comprimento do rigor da lei, e fiscalização frágil deixando-as vulneráveis.

A relação positiva entre heterogeneidade habitats e riqueza de espécies foi indicada como resultado de fatores históricos envolvendo isolamento de espécies, sobrevivência, especiação e extinção, impactando assim a riqueza de espécies por meio de processos ecológicos e evolutivos (Durães & Loiselle, 2004; Fløjgaard et al. 2011; Krefl, 2015). Identificamos que a diversidade de solos e o seu alto teor de nutrientes em regiões semiáridas, principalmente em superfícies aplainadas e serras secas, contribuem para fortes endemismos da caatinga (Araújo *et al.* 2005). Nas parcelas analisadas os resultados sugerem que os solos contribuem para um maior turnover de espécies em escalas locais e regionais, favorecendo espécies que são mais restritas em determinados tipos de solos (Fernandes et al. 2020). Por outro lado, a imigração também é favorecida pelo processo evolutivo, favorecendo espécies com capacidade de dispersão de longa distância entre as diferentes unidades fitoecológicas (Pennington et al, 2004).

### **Composição florística e diversidade**

Entre as famílias botânicas a Fabaceae apresenta o maior número de espécies em nossas parcelas (Tab, 2), também as Fabaceae são encontradas com maior taxa de endemismo no semiárido brasileiro e estão entre as mais diversas da caatinga (Queiroz, 2006; Rodal *et al.* 2008; Araújo *et al.* 2012). Muito provavelmente a distribuição da diversidade vegetal no semiárido está relacionada às formações geomorfológicas e gradientes climáticos (Moro *et al.* 2016; Silva & Souza 2018). No semiárido existe uma similaridade entre dois grandes grupos florísticos com composição distinta e traços fenológicos, grupos relacionados a rochas

cristalinas e outro grupo relacionado à embasamento sedimentar (Queiroz, 2006). Nessa perspectiva, os domínios climáticos, a dissimilaridade da flora entre diferentes fisionômicas é maior entre unidades geomorfológicas distintas do que entre floras de tipologias da mesma unidade geomorfológica (Araújo *et al.* 2005a; b). A composição florística das superfícies aplainadas “depressão sertaneja” é diferente das encontradas nas bacias sedimentares do semiárido (Araújo *et al.* 2005a), onde há registro de formações florestais e não florestais, como o carrasco – vegetação arbustiva caducifolia não-espinhosa (Araújo *et al.* 1998a; b; Araújo *et al.* 1999), o cerrado (Costa *et al.* 2004) e áreas ecotonais de vegetação decídua entre a caatinga e o cerrado (Lima *et al.* 2009).

O efeito da distância geográfica na distribuição das espécies dentro da mesma unidade geomorfológica predomina sobre o clima e, assim, áreas mais próximas tendem a apresentar maior semelhança florística, independente das condições climáticas (Moura & Sampaio 2001; Barbosa *et al.* 2004, Lima *et al.* 2009). Por tanto, nossos resultados indicam duas fitofisionomias com similaridade florística: Floresta Estacional Decídua Submontana (Matas Secas Serranas) e Savana Estépica (Caatinga), classificadas por (Figueiredo *et al.* 1989, 1997). Na Floresta Estacional Decídua Submontana apresenta uma composição de morfoespécies como a *Spondias mombin*, *Zanthoxylum gardneri*, *Ceiba glaziovii*, *Cedrela odorata*. *Acanthocladus*, esta unidade fitoecológica está sobre a ordem dos Chernossolos, por outro lado na Savana Estépica apresenta uma composição florística arbórea como a *Ximenia americana* L., *Cnidoscolus quercifolius* Pohl., *Senna spectabilis*, *Amburana cearenses*, *Libidibia ferrea*, *Mimosa tenuiflora*, *Bauhinia cheilantha*, *Astronium urundeuva*. Assim, o domínio da savana estépica, demonstram que a flora das superfícies aplainadas “depressão sertaneja” é distinta da que ocorre nas serras secas (Pereira *et al.* 2002; Alcoforado Filho *et al.* 2003; Ferraz *et al.* 2003; Nascimento *et al.* 2003; Araújo *et al.* 2005a),

As quatro classes de solos apresentaram uma diversidade estrutural similar. Tanto os Chernossolos como os Neossolos Litólicos, uma diversidade beta comum de 0,76, porém apresentam densidade de indivíduos diferente. A fisionomia e estrutura da vegetação podem variar no tempo e no espaço dependendo das condições abióticas (Martins & Santos, 2000). O aporte de nutrientes nos solos pode favorecer populações aumentando assim sua densidade de indivíduos por área. Os Chernossolos por exemplo, são solos normalmente bem drenados (BRASIL, 2015), com material mineral geralmente com alta saturação por bases no horizonte (A) chernozêmico e sobrejacente a horizonte (B), apresenta na argila com atividade alta, o horizonte (A) apresenta alta concentração de carbonato de cálcio (Santos *et al.*, 2018). O cálcio é um macronutriente essencial na manutenção dos tecidos vegetais como casca, madeira e

raízes. Essa disponibilidade de recursos pode afetar a estrutura da comunidade principalmente a riqueza de espécies em escalas espaciais finas (Yang et al, 2015), assim variações micro topografia dentro de cada classe de solos, podem gerar microclima que deve permitir a coexistência de mais espécies nas intra-parcelas. Os locais geograficamente complexos, como vertentes de morro e Serras, fornecem habitats especiais, como microclimas, temperaturas amenas, solos férteis, fendas rochosas, disponibilidade de nutrientes, criando condições favoráveis para espécies endêmicas, ou ainda, que fora favorecida por expansão e retração das formações vegetais xerófilas ou higrófilas que explica a variação de espécies no espaço (Martins & Santos, 2000).

Avaliamos que a heterogeneidade de solos contribui para presença ou ausência de algumas espécies em determinados refúgios (Martins & Santos, 2000). Os resultados indicam uma similaridade florística de algumas parcelas com as classes de solos. As parcelas 01,02 e 04 presentes na Classe dos Luvisolos apresentam uma composição florística similar, a morfoespécies *Ximena americana* L. foi encontrada principalmente nos Luvisolos. Já a parcela 14 apresentou maior distância devido uma espécie exótica a *Prosopis juliflora* encontrada na classe de solos Neossolos Litólicos (Fig 4, B). Heterogeneidade fisionômica-florística nas bacias sedimentares, as áreas geograficamente próximas, apresentam baixa similaridade florística.

A heterogeneidade de habitats reflete muitas vezes a heterogeneidade de gradientes topográficos e de solos elevando a complexidade do habitat (Martins & Santos, 2000). As medidas da diversidade por extrato, refletem a verdadeira diversidade ambiental, assim, deve-se adotar medidas que levem em consideração o número de espécies e a diversidade alfa e beta nos diferentes gradientes de elevação e solos. Já os resultados de Yang (2015) demonstram que a forma da relação entre riqueza de espécies e heterogeneidade ambiental depende fortemente das posições das comunidades localizadas em diferentes ambientes de severidade ambiental.

Deák (2020) sustenta que existe uma heterogeneidade na topografia, contribuindo não só na abundância e densidade de espécies, mas também na composição de determinadas espécies especialistas. As condições abióticas como elevação, temperatura, precipitação e posição das vertentes, contribuem na formação de microclimas o que leva a formação do aumento no espaço de nicho, o que permite a coexistência de mais espécies (Kissling et al., 2008). Os solos, por sua vez, contribuem na densidade de indivíduos e na diversidade beta. O Chernossolo apresentou uma alta densidade de indivíduos, mas sustentou também uma grande riqueza de espécies e diversidade  $H'$ .

Nossos resultados corroboram também com Fernandes (2022) em que a diversidade da flora evoluiu pela diferenciação dos nichos, no qual houve adaptações da flora regional a diferentes condições climáticas e geológicas e de solos ao longo do tempo. Para Fernandes (2022) a formação de solos com diferentes texturas e diferentes níveis de fertilidade, resultado do processo de pedogêneses atuou na formação da diversificação vegetal de Caatinga. Assim, novas estruturas edáficas foram importantes para divergências de linhagens na formação do pool de espécies regionais e nos centros de endemismos (Rajakaruna, 2017).

Originalmente as transições para a flora da Caatinga foram provocadas por questões geográficas a partir de imigração florísticas com regiões circunvizinhas, já citada anteriormente, como também pelo conservadorismo de nicho, refletido o número de linhagens de Caatinga aninhadas dentro dos clados restritas (Fernandes et al. 2022). Por tanto, a diversidade na flora da caatinga adaptadas a um ambiente de estresse hídrico é resultado de especiação in situ ocasionado por um processo evolutivo de forte filtragem abiótica. A Mudança na riqueza de espécies em diferentes escalas espaciais fornece informações para predizer respostas da comunidade ao manejo e à perturbação natural, e às mudanças em fatores como a composição da comunidade (Nichols et al. 1998) e processos evolutivos (Melo et al. 2009; Bogoni et al. 2017)

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Consideramos que a heterogeneidade edáfica tem influência na diversidade do componente lenhoso da Caatinga e na densidade de indivíduos. Embora não haja diferença significativa na riqueza de espécies, diferentes classes de solos, pelo menos em alguns casos, podem estar associadas a diferentes comunidades vegetais. Recomendamos novos estudos que levem em consideração as propriedades físico-químicas dos solos. Por fim, sugerimos que estratégias de conservação na Caatinga devem levar em consideração a heterogeneidade de solos.

## **AGRADECIMENTOS**

Este estudo foi parcialmente financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001. Agradecemos ao Laboratório de Fitogeografia e ao herbário Prisco Bezerra (ECA).

## **REFERÊNCIAS**

Araújo, F.S., Costa, R.C., Lima, J.R., Vasconcelos, S.F., Girão, L.C., Sobrinho, M.S., Bruno, M.M.A., Souza, S.S.G., Nunes, E.P., Figueiredo, M.A., Lima-Verde, L.W. & Loiola, M.I.B. 2011. Floristics and life-forms along a topographic gradient, central western Ceará, Brazil. *Rodriguésia* 62: 341-366.

Araújo, F.S., Martins, F.R., Shepherd, G.J. 1999. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 663-678. Atlantic forest large mammals. *Biol. Conserv.* 142, 1229–1241.

Balázs Deák, Bence Kovács, Zoltán Rádai, Iva Apostolova, András Kelemen, Réka Kiss, Katalin Lukács, Salza Palpurina, Desislava Sopotlieva, Ferenc Báthori, Orsolya Valkó, Linking environmental heterogeneity and plant diversity: The ecological role of small natural features in homogeneous landscapes, *Science of The Total Environment*, Volume 763, 2021, 144199, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144199>.

Baselga, A. (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x. (in press).

Bea, M.; TOOMEY, A.; LOYOLA, R. Exploring and expanding the spaces between research and implementation in conservation science. *Biological Conservation*. Volume 240 , dezembro de 2019, 108290

Bogoni, Juliano André Maurício Eduardo Graipel, Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira-Santos, Jorge José Cherem, Eduardo Luis Hettwer Giehl, Nivaldo Peroni, What would be the diversity patterns of medium- to large-bodied mammals if the fragmented Atlantic Forest was a large metacommunity?, *Biological Conservation*, Volume 211, Part A, 2017, Pages 85-94, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.012>.

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico de Pedologia. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro.

Ceará, 2018. FUNCEME. Vegetação/uso e ocupação do solo. Disponível em: [15-Mapa\\_CE\\_Fltoecologico\\_A2.pdf \(funceme.br\)](#) acessado em 03 de agosto de 2022 *Conserv.* 25, 1661–1675.

Costa, Itayguara Ribeiro da ; Araújo, Francisca soares de ; Lima-verde, I. W. . Flora e aspectos auto-ecológicos de um enclave de cerrado na chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. *ACTA BOTANICA BRASILICA* , v. 18, p. 759-770, 2004.

Costa, J. L. P. O; Veloso Filho, F. A.; Aquino, C. M. S; Castro, A. A. J. F.; Silva, W. A. L. A divisão natural das paisagens vegetais do Brasil no escopo dos sistemas nacionais de classificação fitogeográfica (1824-2006). *Publ. avulsas conserv. ecossistemas*, Teresina, n.30, Pp.1-43, fev./2013. (Série: Publicações Prévias). ISSN 1809-0109.

Costa, L. R. F.; Maia, R. P.; Barreto, L. L.; Claudino-sales, V . Geomorfologia do Nordeste Setentrional brasileiro: Uma proposta de classificação. *Revista brasileira de Geomorfologia*, v. 21, p. 1984-208, 2020

Fernandes et al 2022 The Origins and Historical Assembly of the Brazilian Caatinga Seasonally Dry Tropical Forests. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.723286>

Hollunder, R. K., Mariotte, P., Carrijo, T. T., Holmgren, M., Luber, J., Stein-Soares, B., Guidoni-Martins, K. G., Ferreira-Santos, K., Scarano, F. R., & Garbin, M. L. (2021). Topography and vegetation structure mediate drought impacts on the understory of the South American Atlantic Forest. *Science of the Total Environment*, 766(20), 144234. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144234>

Ibge, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Sistema fitogeográfico Inventário das formações florestais e campestres Técnicas e manejo de coleções botânicas Procedimentos para mapeamentos.

Jost, L. (2006), *Entropia e diversidade*. *Oikos*, 113: 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Kissling, W. D.; Field, R. & Bohning-Gaese, K. 2008. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? *Global Ecology and Biogeography* 17:327-339.

Lima, Jacira R. ; MANSANO, Vidal F. ; ARAÚJO, Francisca S. . Richness and diversity of Leguminosae in an altitudinal gradient in the tropical semi-arid zone of Brazil. *Journal of Systematics and Evolution (Print)* , v. 50, p. 433-442, 2012.

Lima, M.M., Monteiro, R., Castro, A.A.J.F., Costa, J.M., Levantamento florístico e fitossociológico do morro do Cascudo, área de entorno do Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C), Piauí, Brasil. In: Castro AAJF, Arzabe C, Castro NMCF. (Org.). Biodiversidade e Ecótonos da Região Setentrional do Piauí. 1ed.Teresina: EDUFPI, v. 5, p. 186-207. 2010.

Lundholm, J.T. (2009), Diversidade de espécies vegetais e heterogeneidade ambiental: escala espacial e hipóteses concorrentes. *Revista de Ciência da Vegetação*, 20: 377-391. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05577.x>

Magurran, AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell. Oxford, UK. 256 pp.

Mariotte, P. (2014). Do subordinate species punch above their weight? Evidence from above-and-below-ground. *New Phytologist*, 203(1),16–21. <https://doi.org/10.1111/nph.12789>

Melo, A.S., Rangel, T.F.L., Diniz-Filho, J.A.F., 2009. Environmental drivers of betadiversity patterns in new-world birds and mammals. *Ecography* 32, 226–236.

Michael J. Cramer, Michael R. Willig, Habitat Heterogeneity, Habitat Associations, and Roent Species Diversity in a Sand–Shinnery-Oak *Landscape*, *Journal of Mammalogy*, Volume 83, Edição 3, Agosto de 2002, Páginas 743–753, [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<0743:HHHAAR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<0743:HHHAAR>2.0.CO;2)

Mma. 2018. Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira. <http://areasprioritarias.mma.gov.br/>. Acessado em 10/05/2022

Moro, M.F., Lughadha, E.N., Araujo, F.S. & Martins, F.R. 2016. A phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. *The Botanical Review* 82: 91-148.

Nascimento, L. M. ; Rodal, M. J. N. ; Silva, A. G . Florística de uma floresta estacional no Planalto da Borborema, nordeste do Brasil. *Rodriguésia (Online)* , v. 63, p. 429-440-440, 2012.

Nichols, J.D., Boulinier, T., Hines, J.E., Pollock, K.H., Sauer, J.R., 1998. Inference methods for spatial variation in species richness and community composition When not all species are detected. *Conserv. Biol.* 12, 1390–1398. Oksanen, J., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., Nobre, R.A., Chiarello, A.G., Peres, C.A., 2009. Priority areas for the conservation of

Pennington, R. T., Lavin, M., Prado, D. E., Pendry, C. A., Pell, S. K., and Butterworth, C. A. (2004). Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both tertiary and quaternary diversification. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 359, 515–538. doi: 10.1098/rstb.2003.1435 m <https://doi.org/10.1002/ecy.1846>

Prado junior, Jamir A. ; Lopes, Sérgio F. ; Schiavini, Ivan ; Vale, Vagner S. ; Oliveira, Ana Paula ; Gusson, André E. ; Dias neto, Olavo C. ; Stein, Manuela C. . Fitossociologia, caracterização sucessional e síndromes de dispersão da comunidade arbórea de remanescente urbano de Floresta Estacional Semidecidual em Monte Carmelo, Minas Gerais. *Rodriguésia (Online)* , v. 63, p. 489-499, 2012.

Queiroz, L. P. (2006). “The Brazilian Caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae,” in *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: plant Diversity, Biogeography, and Conservation*, eds R. T. Pennington, G. P. Lewis, and J. A. Ratter (London, UK: CRC Press), 121–158.

Rajakaruna, N. (2017). Lessons on evolution from the study of edaphic specialization. *Bot. Rev.* 84, 1–40.

Reboita, M. S. ; Gan, M. A. ; Da rocha, R. P. ; Ambrizzi, Tércio . Regimes de Precipitação na América do Sul: Uma Revisão Bibliográfica. *Revista Brasileira de Meteorologia* , v. 25, p. 185-204, 2010.

Ricklefs, R.E.1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. *American Naturalist* 111:376-381.

Rodal MJN, Barbosa MRV & Thomas WW (2008) Do the seasonal forests in Northeastern Brazil represent a single floristic unit?. *Brazilian Journal of Biology* 68: 631-637.

Rodal, M. J. N.; Sampaio, E. V. S. B.; Figueiredo, M. A. Manual sobre métodos de estudos florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga. Brasília: SBB, 2013. 24 p.

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

Santos, Danilo Rheinheimer dos ; Gatiboni, Luciano Colpo ; Kaminski, João ; Rheinheimer, Danilo dos Santos . Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural (UFSM. Impresso)* , v. 38, p. 576-586, 2008.

Santos, H. G. dos; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C. dos; Oliveira, V. Á. de; Lumberras, J. F.; Coelho, M. R.; Almeida, J. A. de; Araújo filho, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p.

Santos, H.G. et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p

Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W. *et al.* Efeitos bottom-up da diversidade vegetal sobre interações multitróficas em um experimento de biodiversidade. *Natureza* **468**, 553–556 (2010). <https://doi.org/10.1038/nature09492>

Scott, D.A. and Baer, S.G. (2019), Padrões de diversidade de pastagens sequencialmente restauradas apoiam a "hipótese da heterogeneidade ambiental". *Oikos*, 128: 1116-1122.

Silva, A.C. & Souza, A.F. 2018. Aridity drives plant biogeographical sub-regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. *PLoS ONE* 13: 1-22.

Souza, C.M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, Volume 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735. 2020.

Stein, A. e Kreft, H. (2015), Terminologia e quantificação da heterogeneidade ambiental na pesquisa de riqueza de espécies. *Rev. Biol*, 90: 815-836. <https://doi.org/10.1111/brv.12135>

Tamme, T; Reiniik, M; Roasto, M. 2010. Nitrates and nitrites in vegetables: occurrence and health risks in bioactive foods in promoting health. *Academic Press* 307-321.

Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos, 2008. <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>

Uvo, C.R. B. e R. Berndtsson, 1996. Regionalization and Spatial Properties of Ceará State Rainfall in Northeast Brazil. *J. Geoph. Res.*, vol. 101, no. D2, 4221-4233.

Whittaker, R. H. 1960. "Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California." *Ecological Monographs* 30 (3): 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>.

Xuetao Qiao, Yann Hautier, Yan Geng, Shaopeng Wang, Juan Wang, Naili Zhang, Zhonghui Zhang, Chunyu Zhang, Xiuhai Zhao, Klaus von Gadow, Biodiversity contributes to stabilizing ecosystem productivity across spatial scales as much as environmental heterogeneity in a large temperate forest region, *Forest Ecology and Management*, Volume 529, 2023, 120695, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120695>.

Yang, Z., Liu, X., Zhou, M. *et al.* O efeito da heterogeneidade ambiental sobre a riqueza de espécies depende da posição da comunidade ao longo do gradiente ambiental. *Rep Sci* **5**, 15723 (2015). <https://doi.org/10.1038/srep15723>

TABLES FIGURES AND LEGENDS

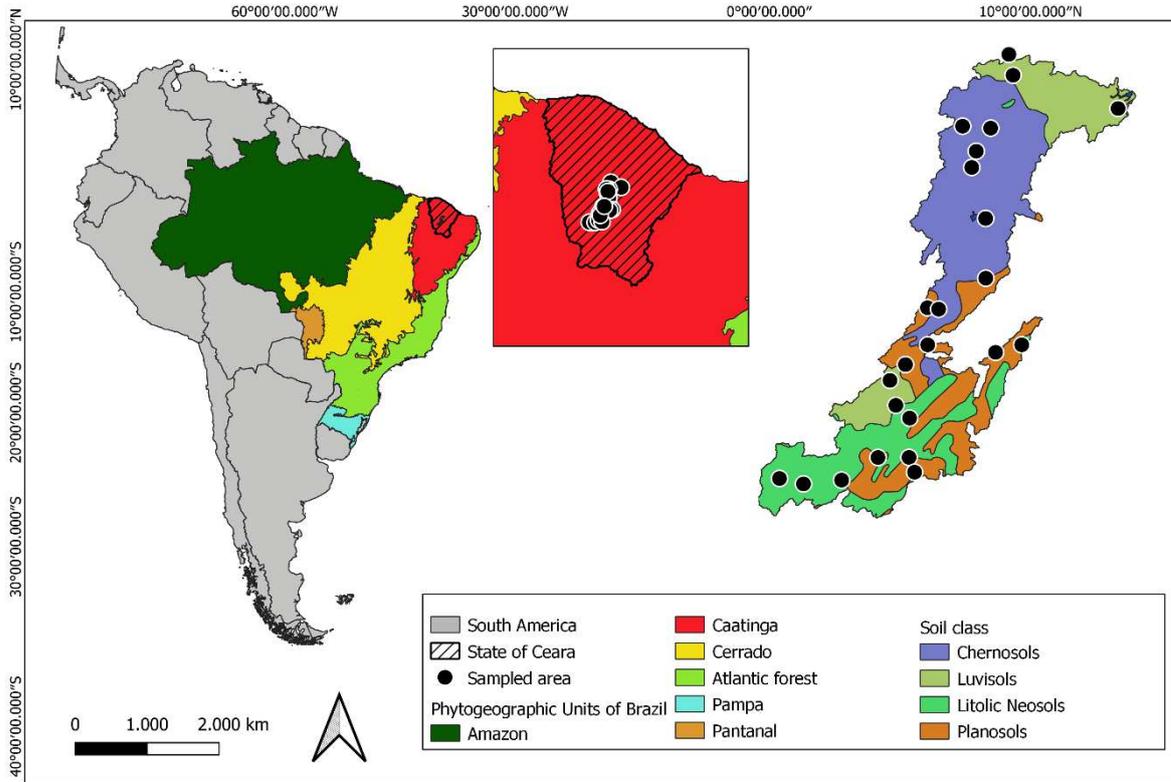


Figure 01: Study area in the polygon marked as a priority for conservation in the State of Ceará. (remake map) Access [Áreas prioritárias para Biodiversidade — Português \(Brasil\) \(www.gov.br\)](http://www.gov.br)

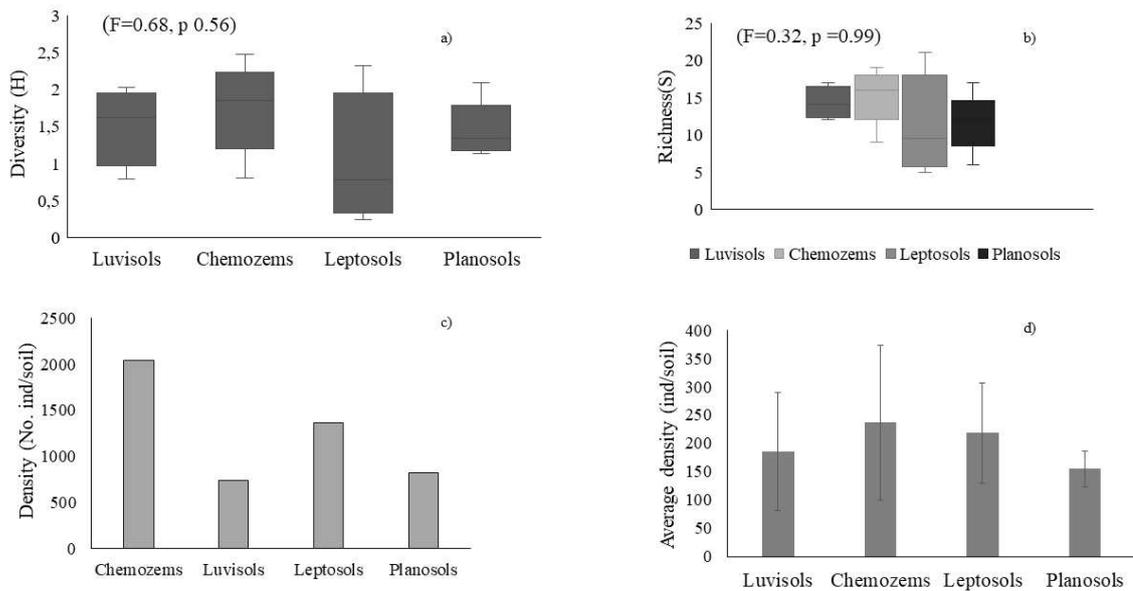


Figure 02: Graphic representation of (A) Shannon-Wiener diversity (H), (B) Species richness, (C) density of individuals by soil class and (D) mean density of individuals by soil class.

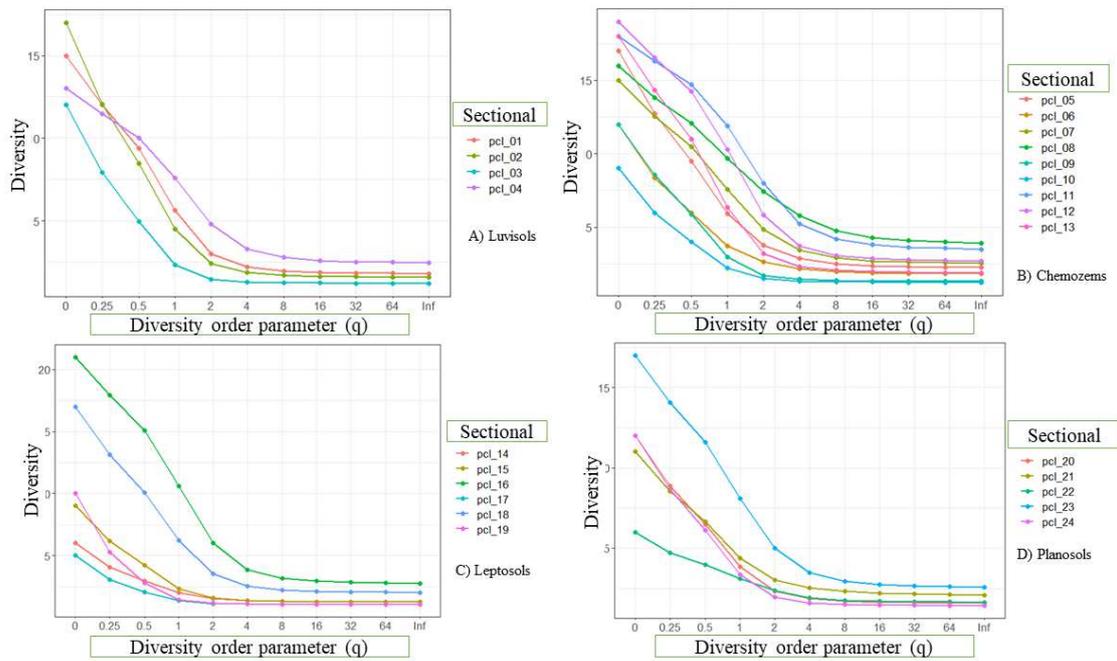


Figure 03: Graphical representation taking into account the Hill series (a) Luvisols diversity, (b) Chemozems diversity, (c) Leptosols diversity (d) Planosols diversity.

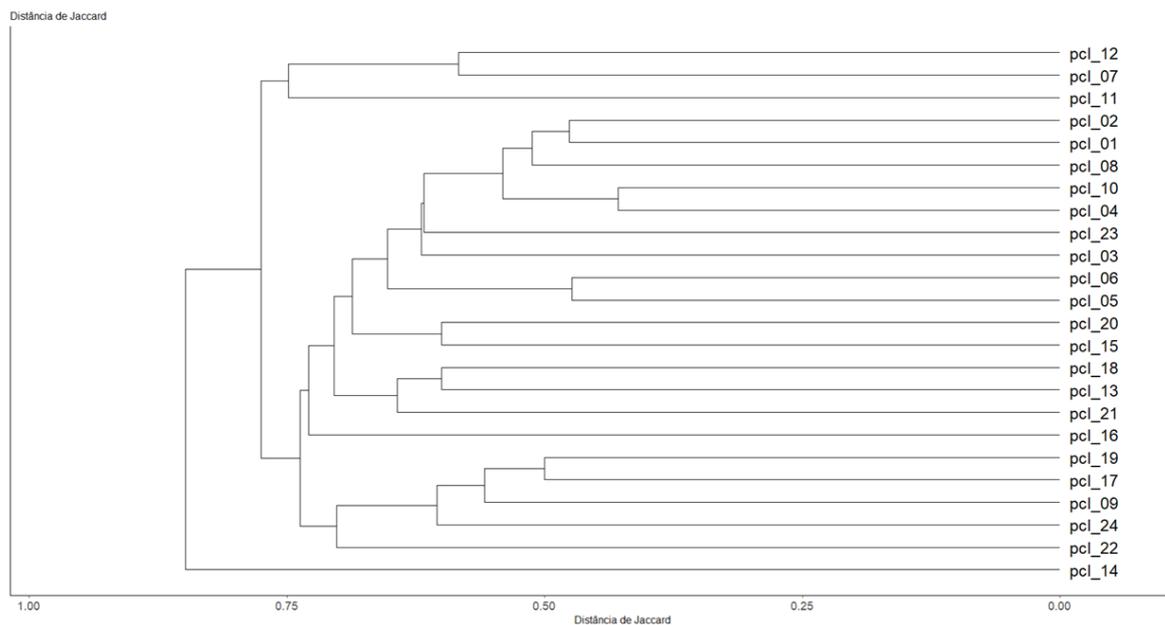


Figure 4: Floristic Similarity Dendrogram obtained by a presence/absence matrix, of the species present in the 24 plots, using the group method (UPGMA)

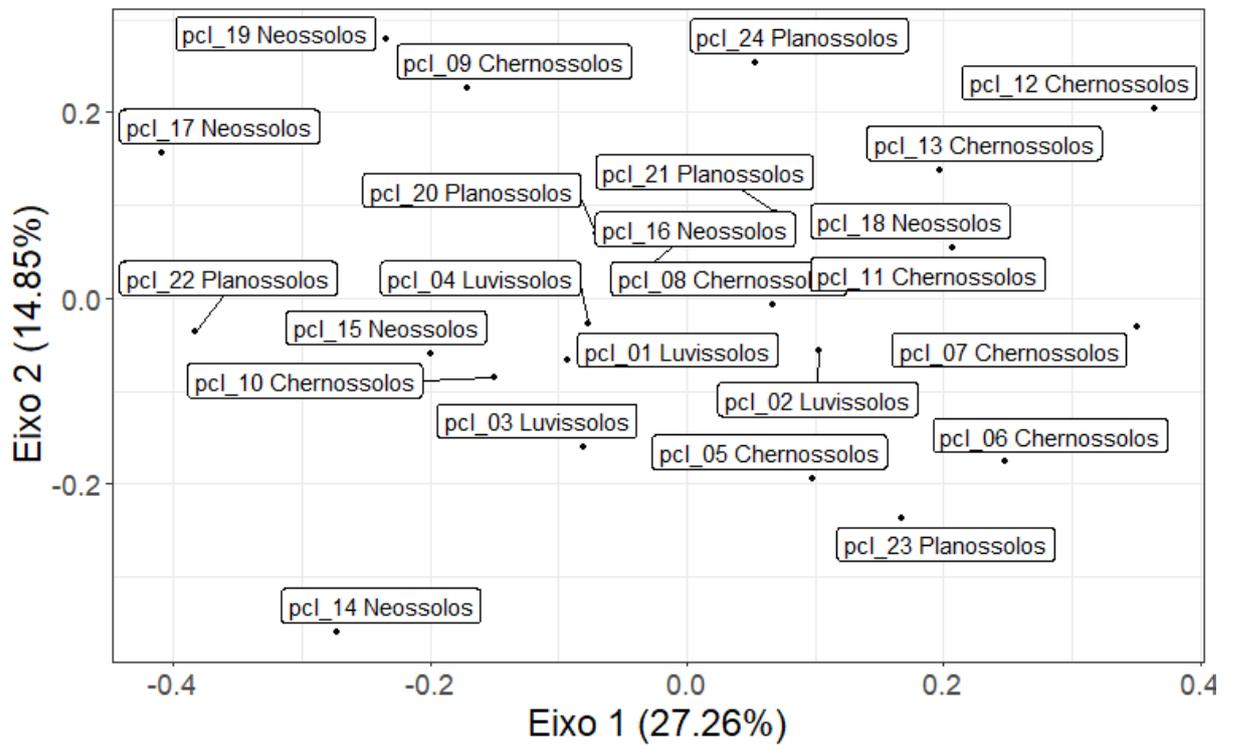


Figure 5: Principal coordinate analysis (PCOA) of Jaccard similarity between plots.



Figure 06: Legal Reserve Area (RL)



Figure 07: Habitat heterogeneity (A) Heterogeneous landscape, mosaic of agriculture, secondary vegetation and primary vegetation in the background, (B) Habitat loss plot 12, (C) Forest formation.

TABELA 01 – Parcelas amostradas com os seus respectivos dados, Riqueza de espécies (S), Densidade (N°. ind/parcela), Índice de diversidade de Shannon Wiener (H), Equitabilidade de Pielou (J), Índice de diversidade de Simpson, Classe de Solo e Elevação (m) em uma transeção no Domínio fitogeográfico da Caatinga, Nordeste do Brasil

Parcelas	(S)	(n°.ind/parcela)	(H)	(J)	Soil Class	(M)	Long/Lat	
Parcela 01	15	146	1.73	0.63	Luvisols	259	-39°37'55.200"	-5°6'28.800"
Parcela 02	17	311	1.50	0.53	Luvisols	306	-39°37'19.200"	-5°9'36.000"
Parcela 03	12	220	0.84	0.33	Luvisols	228	-39°21'43.200"	-5°14'38.400"
Parcela 04	13	66	2.02	0.79	Luvisols	590	-39°55'40.800"	-5°55'26.400"
Parcela 05	17	273	1.77	0.62	Chemozems,	354	-39°44'49.200"	-5°17'16.800"
Parcela 06	12	410	1.31	0.52	Chemozems,	450	-39°42'46.800"	-5°21'0.000"
Parcela 07	15	165	2.02	0.74	Chemozems,	502	-39°40'37.200"	-5°17'34.800"
Parcela 08	16	98	2.26	0.81	Chemozems,	331	-39°50'2.400"	-5°50'6.000"
Parcela 09	12	311	1.08	0.43	Chemozems,	320	-39°48'25.200"	-5°44'45.600"
Parcela 10	9	326	0.80	0.36	Chemozems,	208	-39°41'24.000"	-5°40'4.800"
Parcela 11	18	108	2.47	0.85	Chemozems,	306	-39°41'24.000"	-5°31'8.400"
Parcela 12	19	123	2.32	0.79	Chemozems,	620	-39°43'26.400"	-5°23'27.600"
Parcela 13	18	146	1.84	0.63	Chemozems,	470	-39°50'6.000"	-5°44'31.200"
Parcela 14	6	223	0.69	0.38	Leptosols	437	-40°12'10.800"	-6°10'8.400"
Parcela 15	9	208	0.85	0.38	Leptosols	396	-40°8'34.800"	-6°10'58.800"
Parcela 16	21	113	2.36	0.77	Leptosols	437	-40°2'52.800"	-6°10'22.800"
Parcela 17	5	328	0.29	0.18	Leptosols	590	-39°52'51.600"	-6°7'1.200"
Parcela 18	17	214	1.82	0.64	Leptosols	631	-39°52'44.400"	-6°1'8.400"
Parcela 19	10	359	0.36	0.15	Leptosols	490	-39°54'50.400"	-5°59'9.600"
Parcela 20	12	154	1.34	0.54	Planosols,	482	-39°57'28.800"	-6°7'1.200"
Parcela 21	11	163	1.47	0.61	Planosols,	545	-39°52'1.200"	-6°9'14.400"
Parcela 22	6	190	1.13	0.63	Planosols,	296	-39°39'57.600"	-5°51'14.400"
Parcela 23	17	113	2.09	0.73	Planosols,	311	-39°36'3.600"	-5°50'6.000"
Parcela 24	12	202	1.20	0.48	Planosols,	520	-39°53'20.400"	-5°53'2.400"

TABELA 02. Lista de espécies e número de indivíduos por parcela e classe de solos.

Parcela	Espécies	(nº.ind/parcela)	Soil Class
P1	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	81	Luvisols
P1	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	8	Luvisols
P1	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	3	Luvisols
P1	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	4	Luvisols
P1	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	14	Luvisols
P1	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	3	Luvisols
P1	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	2	Luvisols
P1	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	13	Luvisols
P1	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	4	Luvisols
P1	<i>Lantana camara</i> L.	2	Luvisols
P1	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	4	Luvisols
P1	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	2	Luvisols
P1	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	2	Luvisols
P1	<i>Pilosocereus gounellei</i>	3	Luvisols
P1	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	1	Luvisols
P2	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	24	Luvisols
P2	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	1	Luvisols
P2	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	196	Luvisols
P2	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	2	Luvisols
P2	<i>Manihot caerulea</i> Pohl	1	Luvisols
P2	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	1	Luvisols
P2	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	3	Luvisols
P2	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	16	Luvisols
P2	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	4	Luvisols
P2	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	15	Luvisols
P2	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	16	Luvisols
P2	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	7	Luvisols
P2	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	16	Luvisols
P2	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	Luvisols
P2	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	3	Luvisols
P2	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	4	Luvisols
P2	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss.& Cambess.) A.Robyns	1	Luvisols
P3	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	4	Luvisols
P3	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	4	Luvisols
P3	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	3	Luvisols
P3	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	4	Luvisols
P3	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	2	Luvisols
P3	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	2	Luvisols
P3	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	10	Luvisols
P3	<i>Ximenia americana</i> L.	1	Luvisols
P3	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	3	Luvisols
P3	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	184	Luvisols
P3	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	3	Luvisols
P4	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	8	Luvisols

P4	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	6	Luvisols
P4	<i>Cordia insignis</i> Cham.	3	Luvisols
P4	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	2	Luvisols
P4	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	3	Luvisols
P4	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	3	Luvisols
P4	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	1	Luvisols
P4	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	2	Luvisols
P4	<i>Ximena americana</i> L.	1	Luvisols
P4	<i>Manihot caerulescens</i> Pohl	5	Luvisols
P4	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	4	Luvisols
P4	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	27	Luvisols
P4	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	1	Luvisols
P5	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	13	Chemozems
P5	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	57	Chemozems
P5	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	39	Chemozems
P5	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	1	Chemozems
P5	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	3	Chemozems
P5	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	2	Chemozems
P5	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	9	Chemozems
P5	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5	Chemozems
P5	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	3	Chemozems
P5	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	3	Chemozems
P5	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	2	Chemozems
P5	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	122	Chemozems
P5	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	6	Chemozems
P5	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	5	Chemozems
P5	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	1	Chemozems
P5	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	2	Chemozems
P6	<i>Mimosa acutistipula</i> (Mart.) Benth.	226	Chemozems
P6	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	37	Chemozems
P6	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	9	Chemozems
P6	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	108	Chemozems
P6	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	3	Chemozems
P6	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	7	Chemozems
P6	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	5	Chemozems
P6	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	3	Chemozems
P6	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	4	Chemozems
P6	<i>Myriopus rubicundus</i> (Salzm. ex DC.) Luebert	5	Chemozems
P6	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	1	Chemozems
P6	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	2	Chemozems
P7	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	6	Chemozems
P7	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	21	Chemozems
P7	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	5	Chemozems
P7	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	1	Chemozems
P7	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	10	Chemozems
P7	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	25	Chemozems

P7	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	5	Chemozems
P7	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	6	Chemozems
P7	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	1	Chemozems
P7	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	63	Chemozems
P7	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	7	Chemozems
P7	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss.& Cambess.) A.Robyns	3	Chemozems
P7	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	7	Chemozems
P7	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	Chemozems
P7	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	2	Chemozems
P7	<i>Bauhinia pentandra</i> (Bong.) D.Dietr.	2	Chemozems
P8	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	12	Chemozems
P8	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	13	Chemozems
P8	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1	Chemozems
P8	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	4	Chemozems
P8	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	11	Chemozems
P8	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	1	Chemozems
P8	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	7	Chemozems
P8	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	3	Chemozems
P8	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss.& Cambess.) A.Robyns	1	Chemozems
P8	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	1	Chemozems
P8	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	3	Chemozems
P8	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	1	Chemozems
P8	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	2	Chemozems
P8	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	1	Chemozems
P8	<i>Croton argyrophyllus</i> Kunth	12	Chemozems
P8	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	25	Chemozems
P9	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	10	Chemozems
P9	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	237	Chemozems
P9	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	7	Chemozems
P9	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	14	Chemozems
P9	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	8	Chemozems
P9	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	2	Chemozems
P9	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	10	Chemozems
P9	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	3	Chemozems
P9	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	9	Chemozems
P9	<i>Senegalia riparia</i> (Kunth) Britton & Rose ex Britton & Killip	6	Chemozems
P9	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	3	Chemozems
P9	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	2	Chemozems
P10	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	12	Chemozems
P10	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	21	Chemozems
P10	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	3	Chemozems
P10	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	12	Chemozems
P10	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	8	Chemozems
P10	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	2	Chemozems
P10	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	1	Chemozems
P10	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	2	Chemozems

P11	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	265	Chemozems
P11	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	3	Chemozems
P11	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	6	Chemozems
P11	<i>Zanthoxylum gardneri</i> Engl.	31	Chemozems
P11	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	7	Chemozems
P11	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	11	Chemozems
P11	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	6	Chemozems
P11	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	2	Chemozems
P11	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	5	Chemozems
P11	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	2	Chemozems
P11	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	1	Chemozems
P11	<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	3	Chemozems
P11	<i>Alseis floribunda</i> Schott	11	Chemozems
P11	<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart. & Zucc.	6	Chemozems
P11	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	4	Chemozems
P11	<i>Acanthocladus dichromus</i> (Steud.) J.F.B.Pastore	5	Chemozems
P11	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schldtl.	4	Chemozems
P11	<i>Brunfelsia uniflora</i> (Pohl) D.Don	1	Chemozems
P12	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	8	Chemozems
P12	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	10	Chemozems
P12	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	2	Chemozems
P12	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	2	Chemozems
P12	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	10	Chemozems
P12	<i>Croton nepetifolius</i> Baill.	46	Chemozems
P12	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	4	Chemozems
P12	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	4	Chemozems
P12	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	2	Chemozems
P12	<i>Cordia insignis</i> Cham.	2	Chemozems
P12	<i>Spondias mombin</i> L.	1	Chemozems
P12	<i>Manihot caerulea</i> Pohl	5	Chemozems
P12	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	7	Chemozems
P12	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	3	Chemozems
P12	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	Chemozems
P12	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schldtl.	4	Chemozems
P12	<i>Cordia glazioviana</i> (Taub.) Gottschling & J.S.Mill.	2	Chemozems
P12	<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke	8	Chemozems
P12	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	2	Chemozems
P13	<i>Senegalia riparia</i> (Kunth) Britton & Rose ex Britton & Killip	3	Chemozems
P13	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	3	Chemozems
P13	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	10	Chemozems
P13	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	2	Chemozems
P13	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	4	Chemozems
P13	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	17	Chemozems
P13	<i>Alseis floribunda</i> Schott	8	Chemozems
P13	<i>Sebastiania jacobinensis</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	3	Chemozems
P13	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	2	Chemozems

P13	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	2	Chemozems
P13	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	2	Chemozems
P13	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	Chemozems
P13	<i>Manihot caerulescens</i> Pohl	2	Chemozems
P13	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	2	Chemozems
P13	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	3	Chemozems
P13	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	78	Chemozems
P13	<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	3	Chemozems
P13	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	1	Chemozems
P14	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	11	Leptosols
P14	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	177	Leptosols
P14	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	1	Leptosols
P14	<i>Cnidocolus quercifolius</i> Pohl	2	Leptosols
P14	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	31	Leptosols
P14	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC)	1	Leptosols
P15	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	165	Leptosols
P15	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	20	Leptosols
P15	<i>Cnidocolus quercifolius</i> Pohl	5	Leptosols
P15	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	1	Leptosols
P15	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	6	Leptosols
P15	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	2	Leptosols
P15	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	4	Leptosols
P15	<i>Pilosocereus gounellei</i>	2	Leptosols
P15	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	3	Leptosols
P16	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	41	Leptosols
P16	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	12	Leptosols
P16	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	7	Leptosols
P16	<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S. Mill.	1	Leptosols
P16	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	2	Leptosols
P16	<i>Lantana camara</i> L.	3	Leptosols
P16	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	7	Leptosols
P16	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	7	Leptosols
P16	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	3	Leptosols
P16	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	3	Leptosols
P16	<i>Croton adenocalyx</i> Baill.	9	Leptosols
P16	<i>Pilosocereus gounellei</i>	3	Leptosols
P16	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	4	Leptosols
P16	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	Leptosols
P16	<i>Pilosocereus chrysostele</i> (Vaupel) Byles & G.D.Rowley	3	Leptosols
P16	<i>Microdesmia rigida</i> (Benth.) Sothers & Prance	1	Leptosols
P16	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	1	Leptosols
P16	<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	2	Leptosols
P16	<i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schldl.) K.Schum.	1	Leptosols
P16	<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke	1	Leptosols
P16	<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	Leptosols
P17	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	308	Leptosols

P17	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	11	Leptosols
P17	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	3	Leptosols
P17	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	5	Leptosols
P17	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	1	Leptosols
P18	<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss.& Cambess.) A.Robyns	6	Leptosols
P18	<i>Varronia leucomalloides</i> (Taroda) J.S. Mill.	2	Leptosols
P18	<i>Cedrela odorata</i> L.	22	Leptosols
P18	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	29	Leptosols
P18	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	11	Leptosols
P18	<i>Manihot caerulea</i> Pohl	4	Leptosols
P18	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	11	Leptosols
P18	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	7	Leptosols
P18	<i>Alseis floribunda</i> Schott	4	Leptosols
P18	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	2	Leptosols
P18	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	1	Leptosols
P18	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	1	Leptosols
P18	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	3	Leptosols
P18	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	3	Leptosols
P18	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	1	Leptosols
P18	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	1	Leptosols
P18	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	106	Leptosols
P19	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	336	Leptosols
P19	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	7	Leptosols
P19	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	1	Leptosols
P19	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	5	Leptosols
P19	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	3	Leptosols
P19	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	1	Leptosols
P19	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	1	Leptosols
P19	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	2	Leptosols
P19	<i>Pilosocereus chrysostele</i> (Vaupel) Byles & G.D.Rowley	1	Leptosols
P19	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	2	Leptosols
P20	<i>Croton piauhiensis</i> Müll.Arg.	97	Leptosols
P20	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	23	Leptosols
P20	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	5	Leptosols
P20	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	3	Leptosols
P20	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	11	Leptosols
P20	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	1	Leptosols
P20	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	2	Leptosols
P20	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	1	Leptosols
P20	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	2	Leptosols
P20	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	1	Leptosols
P20	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	2	Leptosols
P20	<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke	6	Leptosols
P21	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	78	Planosols
P21	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	3	Planosols
P21	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	6	Planosols

P21	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	51	Planosols
P21	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	6	Planosols
P21	<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	5	Planosols
P21	<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	2	Planosols
P21	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	5	Planosols
P21	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	1	Planosols
P21	<i>Pilosocereus chrysostele</i> (Vaupel) Byles & G.D.Rowley	2	Planosols
P21	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	4	Planosols
P22	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	116	Planosols
P22	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	29	Planosols
P22	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	25	Planosols
P22	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	18	Planosols
P22	<i>Lantana camara</i> L.	1	Planosols
P22	<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro et al.	1	Planosols
P23	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	4	Planosols
P23	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	8	Planosols
P23	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	44	Planosols
P23	<i>Cenostigma nordestinum</i> E. Gagnon & G.P. Lewis	17	Planosols
P23	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	9	Planosols
P23	<i>Cordia glazioviana</i> (Taub.) Gottschling & J.S.Mill.	11	Planosols
P23	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	2	Planosols
P23	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	2	Planosols
P23	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	1	Planosols
P23	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	5	Planosols
P23	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	2	Planosols
P23	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	2	Planosols
P23	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P.Queiroz	1	Planosols
P23	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	2	Planosols
P23	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	1	Planosols
P23	<i>Ximenia americana</i> L.	1	Planosols
P23	<i>Helicteres macropetala</i> A.St.-Hil.	1	Planosols
P24	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	5	Planosols
P24	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	142	Planosols
P24	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	21	Planosols
P24	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	9	Planosols
P24	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	3	Planosols
P24	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	3	Planosols
P24	<i>Combretum leprosum</i> Mart.	2	Planosols
P24	<i>Manihot caerulescens</i> Pohl	4	Planosols
P24	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1	Planosols
P24	<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	8	Planosols
P24	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	3	Planosols
P24	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	1	Planosols

## 4 CONCLUSÃO

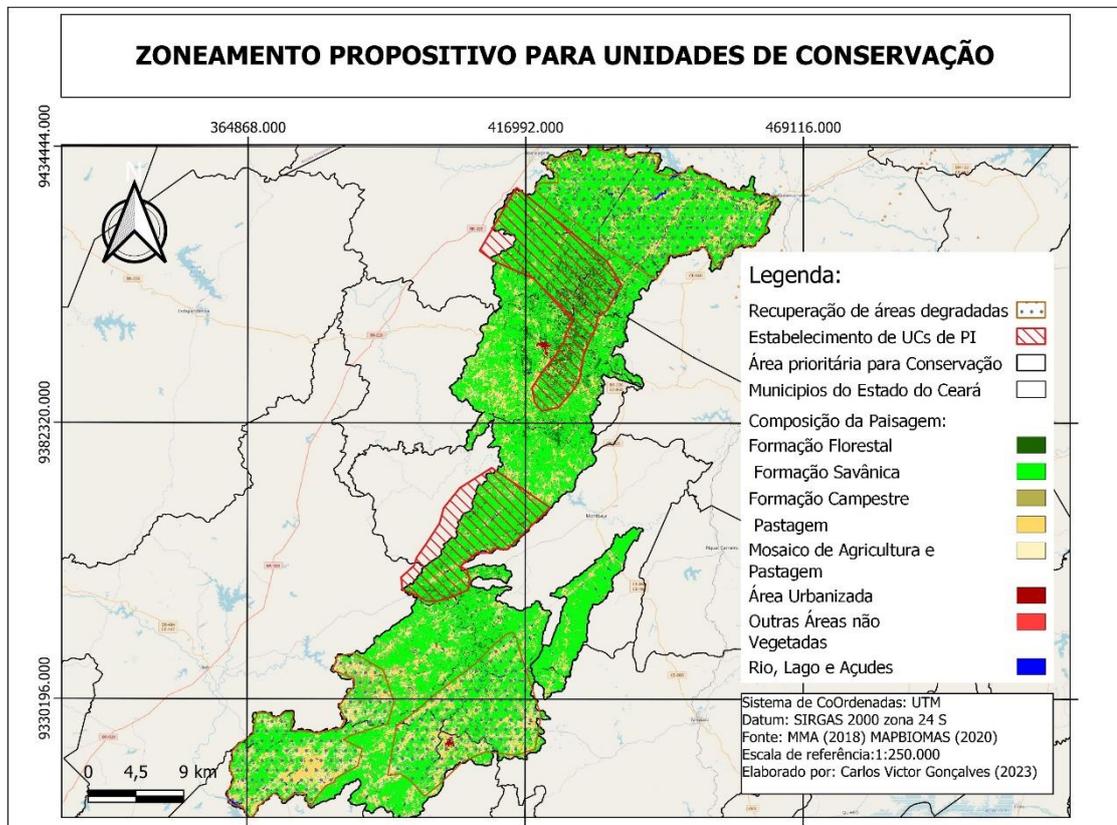
Identificamos que na área delimitada o desmatamento é um dos principais fatores da fragmentação e, conseqüentemente, da perda de habitats. A heterogeneidade da paisagem causada pela fragmentação baseia-se na organização de diferentes elementos da paisagem, com uma distribuição espacial descontínua e estruturalmente heterogênea, que seriam formadas por diferentes tipos de coberturas identificadas pelas suas características biofísicas.

Destaca-se que parcelas localizadas em vales apresentaram baixa riqueza e alta dominância. Essas áreas são geralmente as mais exploradas por atividades agrícolas, mas baseado nesse estudo não é possível inferir se trata de fragmentos em processos sucessionais iniciais porque não datamos a idade do fragmento. Porém, baseado nas imagens de satélite, e na diversidade tentamos selecionar os fragmentos que apresentavam o melhor estado de conservação. As Classes de solos Chernossolos e Neossolos Litólicos apresentam os maiores fragmentos maiores com cobertura vegetal contínua, com as maiores taxas de biomassa, maiores diversidade alfa, beta e gama. Assim, sugerimos a implementação de UCs nessas duas classes de solos e ações de recuperação ambiental principalmente na ordem dos Luvisolos e Planossolos.

### 4.1 Proposta de zoneamento propositivo da área prioritária para conservação

O planejamento ambiental se caracteriza por apresentar uma transdisciplinaridade que se opõe a um planejamento convencional (SILVA *et al.* 2012). O diálogo democrático e construtivo pode favorecer a tomada de decisão na gestão dos territórios, levando a um ambiente mais sustentável (SILVA *et al.* 2012). Neste planejamento deve levar em consideração a formação e funcionamento da paisagem como fenômeno natural, sofrendo influência de agentes históricos (RODRIGUEZ *et al.* 2022). Essas informações com bases na geoecologia da paisagem podem subsidiar informações necessárias estados e municípios no direcionamento de planos gestores territoriais (RODRIGUEZ *et al.* 2022).

Figura 3 - Zoneamento Propositivo para implementação de Unidades de Conservação e recuperação de áreas degradadas dentro da área prioritária para conservação MMA (2018)



Fonte: Elaborado por: Gonçalves Cavalcante (2023).

As investigações geológicas, com diversas análises dos componentes naturais, socioeconômicos e culturais, podem contribuir para mitigar efeitos antropogênicos nas paisagens naturais (ARAGÃO et al. 2021). Deste modo, acreditamos que um zoneamento propositivo pode contribuir no planejamento territorial, a fim de garantir a territorialização dos povos e a conservação dos recursos naturais.

#### 4.2 Proposta de criação de zonas de unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável

O estabelecimento de áreas protegidas pode contribuir na conservação da fauna e flora. A criação de Unidades de Conservação favorece a manutenção do patrimônio genético e histórico-cultural das comunidades envolvidas no processo. Assim propomos a criação de Unidades de Conservação de uso sustentável que possa contempla boa parte da área (figura 3) e propomos que áreas com vegetação primária remanescente seja conservada por Unidades de

Conservação de proteção integral, como topos de serras secas que concentram uma fitofisionomia caracterizada como Floresta subcaducifólia tropical plúvio-nebular (mata seca), localizada em zonas de Serra seca com altitude 500 a 700 sob a classe de solos chernossolos, nos municípios de Pedra Branca e Boa Viagem e outra unidade de conservação que concentra uma vegetação do tipo Floresta caducifólia espinhosa (caatinga arbórea) a oeste do município de Mombaça.

#### **4.3 Proposta de zonas de recuperação de mata ciliar do rio Jaguaribe e Banabuiú**

A conservação e recuperação da Floresta mista dicotilo – palmácea (mata ciliar com carnaúba e dicotiledôneas), contribui principalmente na garantia dos recursos hídricos. A mata ciliar são as mais afetadas quando se trata do estabelecimento de barragens e açudagem. A recuperação desses ecossistemas pode contribuir no fluxo gênico de espécies de fauna e flora além de servir como corredores ecológicos. Assim, propomos a recuperação e manutenção da mata ciliar nos rios Jaguaribe e banabuiu nos municípios de Pedra Branca, Boa viagem, Tauá, Arneiroz e Mombaça, bacia hidrográfica muito importante para o aporte hídrico do estado do Ceará.

#### **4.4 Proposta de zonas de recuperação de áreas degradadas**

Perda de habitats para áreas de agricultura, pastagem e mineração contribuem para degradação de grandes extensões de áreas no semiárido. As monoculturas de larga escala continuam alterando a composição e estrutura da vegetação de espécies levando a extinções de muitas espécies, conseqüentemente contribuem para degradação das camadas superficiais dos solos levando a processos de desertificação pela fragilidade de certas categorias de solos. Neste sentido, propomos a recuperação de áreas em situação crítica, principalmente nos Neossolos Litólicos, Luvisolos e planossolos, com a finalidade de recuperação das camadas superficiais para sustentação da vegetação.

Grande parte das estratégias de conservação da biodiversidade se concentram em áreas espaciais relativamente grandes ou regiões onde não foi possível o estabelecimento de alguma atividade econômica a exemplo; áreas com grau de declividade ou de difícil acesso, o que tornou inviável o estabelecimento de comunidades humanas. A implementação de ações de conservação nessas avaliações de escala ampla exige uma estrutura de planejamento e gestão de base científica para a conservação da biodiversidade dentro dessas regiões (GROVES *et al.*

2002). Áreas que são geologicamente complexas produzem uma variedade de condições de solo com limites bem demarcados entre si, levando a uma variedade de comunidades e espécies adaptadas a um ou a outro tipo de solo.

Com o avanço das tecnologias geoespaciais com disponibilidade de conjuntos de dados regionais, nacionais e globais sobre diversas variáveis ambientais, como elevação, solo e geologia, facilitam na compreensão dos processos ecológicos fundamentais para o planejamento na conservação (GROVES *et al.* 2002). Assim, observamos que as espécies presentes na área de estudo estão fortemente em processo de Turnover, ou seja, existe um fluxo de mudança e substituição entre as comunidades (figura 04), e um baixo aninhamento entre as comunidades, indicando que há pouca perda de espécies entre as comunidades.

As complexidades das paisagens na área de estudo e potencializadas devido às condições geomorfológicas e de solos. Os vales estão ocupados por atividades de agricultura e pecuária com machas de fragmentos com vegetação secundária de porte arbustivo caracterizada por ser uma capoeira que apresenta um tipo de vegetação com menor diâmetro e de baixa altura em estágio de sucessão mais iniciais. As Serras secas concentram-se em uma Floresta Estacional Decidual com árvores de alta densidade de caule, com maiores diâmetros e altura, conhecido popularmente como mata seca.

Constatou-se que os gradientes de elevação e topografia são muito importantes para entender a diversidade beta e a riqueza de espécies e como esses fatores influenciam na capacidade de resistência e resiliência das florestas com o aumento da aridez e temperatura. Florestas tropicais secas, variam de acordo com altitude e temperatura, floresta alta em regiões úmidas a arbustos nas regiões mais secas contendo uma vegetação decídua e semidecídua que durante o período de seis meses, considerada a estação seca. Essas espécies de floresta seca como a “Caatinga” adquiriram com tempo evolutivo adaptações que favoreceram o seu estabelecimento em ambientes mais secos (PENNINGTON *et al.* 2000). A grande maioria das espécies vegetais perdem suas folhas no período seco diminuindo seu metabolismo e consequentemente a evapotranspiração para se manterem vivas, ou tem suas folhas transformadas em acúmulos como as cactáceas, realizando a troca gasosa no período noturno (RUFINO *et al.* 2020).

Avaliamos que a topografia regula os fatores abióticos e bióticos estruturando a diversidade de espécies nas parcelas levantadas. Na visão de Hollunder (2022) as florestas tropicais são estruturadas por esses fatores regionais, como elevação, latitude e longitude, classes de solos e sistemas climáticos regionais como a precipitação e a temperatura. Essa heterogeneidade ambiental contribuiu e contribui ainda hoje para que algumas espécies ocorram

em determinados locais em detrimento de outros. Regiões com baixa declividade apresentam uma vegetação secundária ou em processo de sucessão ecológica, devido a atividades econômicas como a agricultura e pecuária. As espécies pioneiras presentes nessas áreas apresentam alta mortalidade durante os períodos de seca (ROCHA *et al.* 2020), mas com elevada recuperação após um evento de seca (GAZOL *et al.* 2017). Por tanto, o solo é muito importante para entender como as comunidades vegetais estão lidando com o aumento da temperatura e a escassez de recursos (Hollunder *et al.* 2021). Alguns fatores bióticos importantes podem nos dar respostas, como os traços de espécies vegetais que podem prever a taxa de sobrevivência e crescimento da comunidade e como estão sendo influenciados pela elevação e solos (HOLLUNDER *et al.* 2022).

As florestas tropicais secas são ecossistemas dotados de complexidade pois detém alta diversidade de espécies com variações na abundância (Hollunder *et al.* 2022). A organização das espécies em uma comunidade vegetal funda-se em padrões de abundância, e separa espécies que são dominantes, outras dependentes e transitórias (WHITTAKER,1965; HOLLUNDER *et al.* 2022). As espécies dominantes são responsáveis pela maior produção de biomassa, já as espécies dependentes e transitórias apresentam baixa abundância e com isso menor produção de biomassa (WHITTAKER,1965; MARIOTTE,2014; HOLLUNDER *et al.* 2022). Algumas espécies de baixa abundância podem facilitar a ocorrência de outras espécies, já as espécies dominantes são importantes na estruturação e na distribuição de espécies nas comunidades, devido ao seu padrão homogêneo (MARIOTTE *et al.* 2015; HOLLUNDER *et al.* 2022). No entanto, a heterogeneidade de habitats influenciada pela elevação e solos podem influenciar na distribuição espacial das espécies, fazendo com que elas ocorram em ambientes específicos (HOLLUNDER *et al.* 2022). A desvantagem de espécies com baixa abundância é, pois, sua vulnerabilidade à extinção local induzida por fatores ambientais ou pelas perturbações antrópicas (GREENWOOD *et al.* 2017; HOLLUNDER *et al.* 2022).

As mudanças climáticas, especificamente o aumento da temperatura, contribui para o prolongamento do período de estiagem ocasionando secas mais severas. Esses fatores afetam diretamente as florestas tropicais, ocorrendo a diminuição do crescimento e levando o indivíduo à morte. Por outro lado, as Florestas Sazonalmente Secas (SDTF) desenvolveram evolutivamente adaptações ecofisiológicas que contribuem para a sua resistência, porém, não se sabe até que ponto o aumento da temperatura agravando a aridez podem afetar a capacidade das Florestas de absorver mudanças e perturbações (HOLLUNDER *et al.* 2022). Os resultados apontam que a elevação e a topografia são fatores abióticos muito importante nas formações das unidades fitoecológicas, pois leva a uma variação microclimática retendo água e nutrientes

do solo que por sua vez influencia diretamente na estrutura e na composição de espécies vegetais (HOLLUNDER *et al.* 2022). As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (SDTF) localizadas em Serras e topo de morro com maior declividade são mais sensíveis às secas do que florestas tropicais em regiões planas ou vales (HOLLUNDER *et al.* 2022).

## REFERÊNCIAS

- DA ROCHA, S. J. S. S., Torres, C. M. M. E., Villanova, P. H., Schettini, B. L. S., Jacovine, L. A. G., Leite, H. G., Gelcer, E. M., Reis, L. P., Neves, K. M., Comini, I. B., & da Silva, L. F. (2020). Drought effects on carbon dynamics of trees in a secondary Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 465, 118097.
- GALETTI, M., GIACOMINI, H.C., BUENO, R.S., BERNARDO, C.S.S., MARQUES, R.M., BOVENDORP, GAZOL, A., CAMARERO, J. J., ANDEREGG, W. R. L., & VICENTE-SERRANO, S. M. Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 2, p. 166–176, 2017.
- GREENWOOD, S., RUIZ-BENITO, P., MARTINEZ-VILALTA, J., LLORET, F., KITZBERGER, T., ALLEN, C. D., FENSHAM, R., LAUGHLIN, D. C., KATTGE, J., BÖNISCH, G., KRAFT, N. J. B.; JUMP, A. S. Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. **Ecology Letters**, v. 20, n. 4, p. 539–553, 2017.
- GROVES et al. - 2002 - Planning for biodiversity conservation Putting conservation science into practice < Groves et al. - 2002 - Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice — **Landscape Partnership**> aces
- HOLLUNDER, R. K., MARIOTTE, P., CARRIJO, T. T., HOLMGREN, M., LUBER, J., STEIN-SOARES, B., GUIDONI-MARTINS, K. G., FERREIRA-SANTOS, K., SCARANO, F. R., & GARBIN, M. L. Topography and vegetation structure mediate drought impacts on the understory of the South American Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 70, n. 20, p. 144234, 2021
- MARIOTTE, P. Do subordinate species punch above their weight? Evidence from above- and below-ground. **New Phytologist**, v. 203, n. 1, p. 16–21, 2014.
- PENNINGTON, R. T., PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Pleistocene vegetation changes. **J. Biogeogr**, v. 27, p. 261–273, 2000.
- RUFINO, M. K. G. ; MOURA, G. K. DE A.; TROVÃO, D.M. DE B. M.; PRADO, C. H. B. DE A; SILVA, F. K. G. da . Leaf deciduousness and flowering of woody caatinga species. **Biotemas**, v. 33, p. 1-10, 2020.
- WHITTAKER, R. H. “Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California.” **Ecological Monographs**, v. 30, n. 3, p. 279–338, 1960

## ANEXO A – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA

Figura 04: representação gráfica de (a) Perfil de diversidade utilizando a série de Hill (b) Dendrograma de Similaridade florística obtido por uma matriz de presença/ausência, das espécies presentes nas 24 parcelas, utilizando o método de grupo (UPGMA), e o Quociente de Jaccard, c) Diversidade Beta total, d) Turnover e e) Aninhamento.

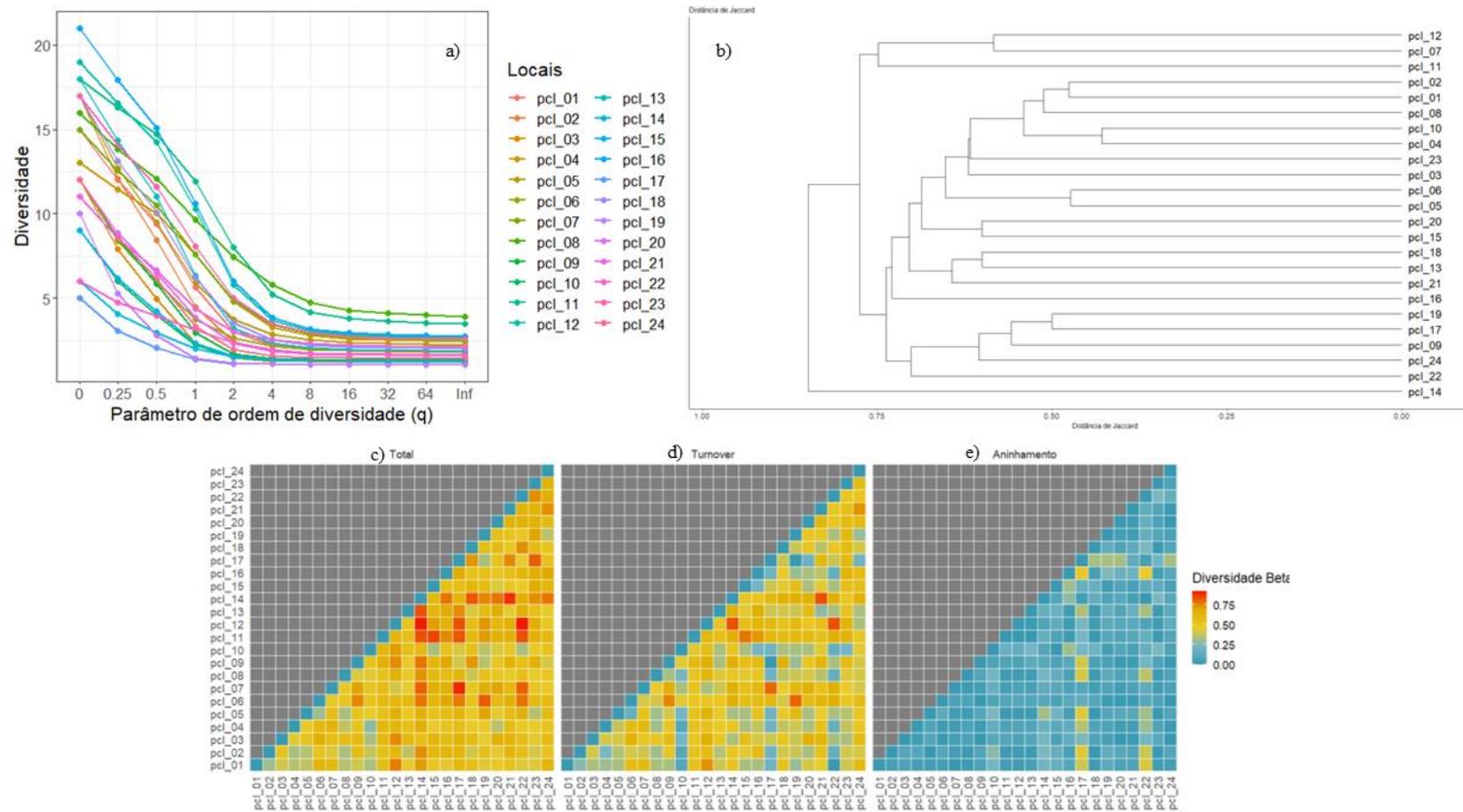


Tabela 01 – Diversidade beta total obtidos pelo índice de dissimilaridade de Sorrensen a partir de uma matriz de parcela. Quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior a dissimilaridade florística.

cl_01	cl_02	cl_03	cl_04	cl_05	cl_06	cl_07	cl_08	cl_09	cl_10	cl_11	cl_12	cl_13	cl_14	cl_15	cl_16	cl_17	cl_18	cl_19	cl_20	cl_21	cl_22	cl_23	cl_24
	,3125	,40740 7	,35714 3	,375	,62963	,6	,35483 9	,40740 7	,33333 3	,57575 8	,76470 6	,45454 5	,71428 6	,5	,44444 4	,6	,5625	,44	,48148 1	,53846 2	,42857 1	,4375	,62963
		,51724 1	,33333 3	,35294 1	,51724 1	,4375	,33333 3	,58620 7	,38461 5	,54285 7	,61111 1	,37142 9	,73913	,61538 5	,63157 9	,63636 4	,41176 5	,55555 6	,44827 6	,64285 7	,56521 7	,41176 5	,51724 1
			,44	,51724 1	,66666 7	,55555 6	,57142 9	,58333 3	,33333 3	,6	,74193 5	,6	,55555 6	,61904 8	,57575 8	,64705 9	,58620 7	,45454 5	,66666 7	,65217 4	,55555 6	,44827 6	,58333 3
				,46666 7	,6	,64285 7	,37931	,52	,27272 7	,61290 3	,54838 7	,68421 1	,45454 5	,52941 2	,55555 6	,46666 7	,47826 1	,36	,58333 3	,47368 4	,46666 7	,52	
				,31034 5	,5625		,33333 3	,51724 1	,46153 8	,54285 7	,66666 7	,48571 4	,65217 4	,53846 2	,57894 7	,63636 4	,47058 8	,70370 4	,44827 6	,57142 9	,65217 4	,35294 1	,58620 7
					,48148 1	,5	,75	,52381	,6	,61290 3	,6	,77777 8	,61904 8	,69697	,76470 6	,51724 1	,81818 2	,58333 3	,65217 4	,77777 8	,58620 7	,58333 3	
							,48387 1	,70370 4	,5	,57575 8	,41176 5	,45454 5	,80952 4	,66666 7	,66666 7	,9	,5	,68	,70370 4	,61538 5	,80952 4	,5	,48148 1
								,42857 1	,44	,52941 2	,65714 3	,47058 8	,72727 3	,6	,56756 8	,61904 8	,39393 9	,53846 2	,5	,48148 1	,54545 5	,45454 5	,5
									,52381	,66666 7	,74193 5	,46666 7	,77777 8	,61904 8	,69697	,41176 5	,72413 8	,36363 6	,5	,65217 4	,55555 6	,65517 2	,41666 7





Tabela 2 – Turnover obtidos pela dissimilaridade Sorrensen e Simpson a partir de uma matriz das parcelas. Quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior será o Turnover.

pel_01	pel_02	pel_03	pel_04	pel_05	pel_06	pel_07	pel_08	pel_09	pel_10	pel_11	pel_12	cl_13	cl_14	cl_15	cl_16	cl_17	cl_18	cl_19	cl_20	cl_21	cl_22	cl_23	cl_24	
	0,2 666 67	0,3333 33	0,3076 92	0,3333 33	0,5833 33	0,6 0,6	0,3333 33	0,3333 33	0,1111 11	,53333 3	,73333 3	,4 ,4	,5 ,5	,33333 3	,33333 3	,2 ,2	,53333 3	,3 ,3	,41666 7	,45454 5			,4 ,4	,58333 3
		,41666 7	,23076 9	,35294 1	,41666 7	,4 ,4	,3125 ,3125	,5 ,5	,11111 1	,52941 2	,58823 5	,35294 1	,5 ,5	,44444 4	,58823 5	,2 ,2	,41176 5	,4 ,4	,33333 3	,54545 5	,16666 7	,41176 5	,41666 7	
			,41666 7	,41666 7	,66666 7	,5 ,5	,5 ,5	,58333 3	,22222 2	,5 ,5	,66666 7	,5 ,5	,33333 3	,55555 6	,41666 7	,4 ,4	,5 ,5	,4 ,4	,66666 7	,63636 4	,33333 3	,33333 3	,58333 3	
				,38461 5	,58333 3	,61538 5	,30769 2	,5 ,5	,11111 1	,53846 2	,53846 2	,46153 8	,5 ,5	,33333 3	,38461 5	,2 ,2	,38461 5	,4 ,4	,33333 3	,54545 5	,16666 7	,38461 5		,5 ,5
					,16666 7	,53333 3	,41666 ,3125	,7 ,7	,22222 2	,52941 2	,64705 9	,47058 8	,33333 3	,33333 3	,52941 2	,2 ,2	,47058 8	,6 ,6	,33333 3	,45454 5	,33333 3	,35294 1		,5 ,5
					,41666 7	,41666 7	,75 ,75	,4 ,4	,5 ,5	,5 ,5	,5 ,5	,5 ,5	,66666 7	,55555 6	,58333 3	,6 ,6	,41666 7	,8 ,8	,58333 3	,63636 4	,66666 7		,58333 3	
							,46666 7	,66666 7	,33333 3	,53333 3	,33333 3	,4 ,4	,66666 7	,55555 6	,6 ,6	,8 ,8	,46666 7	,6 ,6	,66666 7	,54545 5	,66666 7	,46666 7	,41666 7	
								,33333 3	,22222 2	,5 ,5	,625 ,625	,4375 ,4375	,5 ,5	,4 ,4	,5 ,5	,2 ,2	,375 ,375	,4 ,4	,41666 7	,36363 6	,16666 7		,4375 ,4375	,41666 7
									,44444 4	,58333 3	,66666 7	,33333 3	,66666 7	,55555 6	,58333 3		,66666 7	,3 ,3		,63636 4	,33333 3	,58333 3		,41666 7





Tabela 3: Aninhamento obtidos pelo Quociente de Sorensen a partir de uma matriz florística, entre as parcelas estudadas. Quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior o Aninhamento.

cl_01	cl_02	cl_03	cl_04	cl_05	cl_06	cl_07	cl_08	cl_09	cl_10	cl_11	cl_12	cl_13	cl_14	cl_15	cl_16	cl_17	cl_18	cl_19	cl_20	cl_21	cl_22	cl_23	cl_24	
	,04583 3	,07407 4	,04945 1	,04166 7	,04629 6		,02150 5	,07407 4	,22222 2	,04242 4	,03137 3	,05454 5	,21428 6	,16666 7	,11111 1	,4	,02916 7	,14	,06481 5	,08391 6	,42857 1		,0375 6	
		,10057 5	,10256 4		,10057 5		,02083 3	,08620 7	,27350 4	,01344 5	,02287 6	,01848 7		,23913 1,7094	,04334 4	,43636 4		,15555 6	,11494 3	,09740 3	,39855 1			,10057 5
			,02333 3	,10057 5		,05555 6	,07142 9		,11111 1	,1	,07526 9		,22222 2	,06349 2	,15909 1	,24705 9	,08620 7	,05454 5			,01581 2	,22222 2	,11494 3	
				,08205 1	,01666 7	,02747 3	,07161 8	,02	,16161 6	,07444 2	,08653 8	,08684 9	,18421 1	,12121 2	,14479 6	,35555 6	,08205 1	,07826 1	,02666 7	,03787 9	,30701 8	,08205 1		,02 6
					,14367 8	,02916 7	,02083 3	,10057 5	,23931 6	,01344 5	,01960 8	,01512 6	,31884 1	,20512 8	,04953 6	,43636 4		,10370 4	,11494 3	,11688 3	,31884 1			,08620 7
						,06481 5	,08333 3		,07936 5	,1	,11290 3	,1	,11111 1	,06349 2	,11363 6	,16470 6	,10057 5	,01818 2			,01581 1	,11111 1	,08620 7	
							,01720 4	,03703 7	,16666 7	,04242 4	,07843 1	,05454 5	,14285 7	,11111 1	,06666 7	,1	,03333 3	,08	,03703 7		,06993 7	,14285 7	,03333 3	,06481 5
								,09523 8	,21777 8	,02941 2	,03214 3	,03308 8	,22727 3	,15555 6	,06756 8	,41904 8	,01893 9	,13846 2	,08333 3	,11784 5	,37878 8	,01704 5	,08333 3	
									,07936 5	,08333 3	,07526 9	,13333 3	,11111 1	,06349 2	,11363 6	,41176 5	,05747 1	,06363 6			,01581 2	,22222 2	,07183 9	





Tabela 05– Diversidade beta total obtidos pelo índice de dissimilaridade de Sorrensen a partir de uma matriz entre classes de solos. Quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior a dissimilaridade florística.

<b>Solos</b>	<b>Chernossolos</b>	<b>Luvissolos</b>	<b>Neossolos Litolicos</b>	<b>Planossolos</b>
<b>Chernossolos</b>	0	0,397260274	0,481481481	0,365853659
<b>Luvissolos</b>		0	0,419354839	0,301587302
<b>Neossolos Litolicos</b>			0	0,408450704
<b>Planossolos</b>				0

Fonte: Elaborada pelo autor

Tabela 06: Turnover obtidos pela dissimilaridade Sorrensen e Simpson a partir de uma matriz entre classes de solos. Quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior será o Turnover.

<b>Solos</b>	<b>Chernossolos</b>	<b>Luvissolos</b>	<b>Neossolos.Litolicos</b>	<b>Planossolos</b>
<b>Chernossolos</b>	0	0,185185185	0,4	0,277777778
<b>Luvissolos</b>		0	0,333333333	0,185185185
<b>Neossolos Litolicos</b>			0	0,4
<b>Planossolos</b>				0

Fonte: Elaborada pelo autor

Tabela 07: Aninhamento obtidos pelo Quociente de Sorensen a partir de uma matriz florística, entre classes de solos. Quanto mais próximo o valor estiver de 1 maior o Aninhamento.

<b>Solos</b>	<b>Chernossolos</b>	<b>Luvissolos</b>	<b>Neossolos.Litolicos</b>	<b>Planossolos</b>
<b>Chernossolos</b>	0	0,212075089	0,081481481	0,088075881
<b>Luvissolos</b>		0	0,086021505	0,116402116
<b>Neossolos Litolicos</b>			0	0,008450704
<b>Planossolos</b>				0

Fonte: Elaborada pelo autor

Material Suplementar 10: Análises coordenadas principais (PCOA) de similaridade de Jaccard entre as parcelas.

