

VALESKA REGINA SILVA MARTINS MENDES

**RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-
ARBÓREO E REGENERAÇÃO DA QUALIDADE DO SOLO
EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA**

RECIFE

Pernambuco – Brasil

Julho – 2025

VALESKA REGINA SILVA MARTINS MENDES

**RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO E REGENERAÇÃO
DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais, Área de Concentração: Silvicultura.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Freire

Co-orientadores: Prof. Dr. Renato Garcia Rodrigues

Dra. Daniela Cristine Mascia Vieira

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Julho – 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

M538r Mendes, Valeska Regina Silva Martins.
 Restauração do componente arbustivo-arbóreo e
regeneração da qualidade do solo em áreas degradadas de Caatinga /
Valeska Regina Silva Martins Mendes. – Recife, 2025.
 189 f.: il.

 Orientador(a): Fernando José Freire.
 Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, BR-PE, 2025.

 Inclui referências e apêndice(s).

 1. Caatinga 2. Regiões áridas 3. Florestas -
Reprodução 4. Solos 5. Vegetação I. Freire, Fernando José, orient. II.
Título

CDD 634.95

VALESKA REGINA SILVA MARTINS MENDES

**RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO E REGENERAÇÃO
DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA**

Aprovada em: 18/07/2025

Banca examinadora:

Prof^o Dr. Jacob Silva Solto
(Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)

Prof^a Dr^a. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos
(Instituto Federal de Pernambuco – IFPE)

Prof^o Dr. Renisson Neponuceno de Araújo Filho
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

Dr^a Daniela Cristine Mascia Vieira
(Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental – NEMA/UNIVASF)

Orientador:

Prof^o Dr. Fernando José Freire
(Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Julho – 2025

À minha mainha (Maria de Lourdes), meu
painha (Valdemir Martins), meu esposo
(Jonanthan Mendes), minha avó (Terezinha
Mamede), meus irmãos (Vaneska, Valéria,
Valdemir e Vlademilson) e a toda minha
família de sangue e coração

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, o condutor de todas as coisas pelos caminhos traçados em minha vida.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais e à UFRPE pela oportunidade e apoio durante o curso. Aos professores pelo aprendizado e dedicação na formação dos seus alunos. À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Ao NEMA pelo financiamento e colaboração com a execução do projeto. À Daniela Vieira e Renato Rodrigues por disponibilizarem todo suporte necessário para as coletas em campo. À Jivaldo Silva, Erisvaldo (Seu Dodô), Denilto Limoeiro, Marciel, Alex Sousa, João Matheus e Patrick Wandersee por todo suporte nas coletas de campo, vocês foram fundamentais nesse processo.

À Débora Almeida pela amizade e parceria na elaboração das nossas teses, desde o planejamento do projeto até a escrita da tese.

Ao meu orientador, professor Dr. Fernando Freire pela orientação e aprendizado. O senhor foi fundamental na minha formação acadêmica e pessoal. Obrigada!

Aos professores Mateus Filho, Jacob Souto, Maria da Penha e Rinaldo Ferreira por contribuírem com o meu crescimento profissional e acadêmico. Vocês são inspirações para mim.

Aos amigos Amanda Lima, Joel Andrade e Luiz Henrique pela amizade e suporte necessário durante essa jornada. Contem comigo para o que precisarem sempre!

À toda minha família por sempre estarem presentes, me apoiando e vibrando a cada conquista, em especial a minha **VIDA** (Mainha) e ao meu companheiro, amigo e **AMOR** (Jonathan). À minha mãe por sempre viver comigo este sonho, nunca fraquejar mesmo nos momentos mais difíceis de nossas vidas, por sempre nos dar amor e educação, colocando sempre os seus filhos acima de tudo e por permitir que o nosso sonho se tornasse realidade. Mesmo não estando mais aqui de corpo presente, sempre estará no meu coração, e sei que a cada batalha vencida a senhora comemora aí no céu muito mais do que qualquer um. Te amo!

À Jonathan por sempre me incentivar a correr atrás dos meus sonhos e fazer deles os nossos sonhos, não me permitindo jamais desistir. Você é bem mais do que um dia eu sonhei. Sempre serei grata pelo apoio e companheirismo concedido. Te amo!

E por fim, a todos que direto e indiretamente fizeram parte da minha vida e jornada acadêmica, sempre me apoiando e auxiliando.

Obrigada a todos pelo apoio, ensinamento, amor, amizade e por me proporcionarem as mais diversas emoções, principalmente por estarem ao meu lado na realização desse sonho.

Que Deus os protejam sempre e ilumine a vida de cada um. Jamais terei como retribuir da mesma forma tudo o que fizeram e fazem por mim.

Obrigada por tudo!

“Mas os que esperam no Senhor renovarão as suas forças e subirão com asas como águias;
correrão e não se cansarão; caminharão e não se fadigarão.”

Isaías 40:31

MENDES, VALESKA REGINA SILVA MARTINS. Restauração do componente arbustivo-arbóreo e regeneração da qualidade do solo em áreas degradadas de Caatinga. 2025. Orientador: Fernando José Freire. Co-orientadores: Renato Garcia Rodrigues, Daniela Cristine Mascia Vieira.

RESUMO GERAL

O Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF) é a maior obra de infraestrutura hídrica do Brasil, criado para abastecer populações do Semiárido nordestino. Apesar de sua importância social, a obra causou impactos ambientais significativos, contribuindo para a degradação da Caatinga. Como medida compensatória, técnicas de restauração florestal estão sendo aplicadas às margens do PISF, destacando-se a nucleação com plantios de mudas nativas. O monitoramento e avaliação contínuos dessas ações são fundamentais para verificar sua eficácia e orientar eventuais ajustes. Assim, o estudo teve como objetivo avaliar a restauração do componente arbustivo-arbóreo e regeneração da saúde do solo por meio da técnica de nucleação com plantio de mudas em áreas degradadas da Caatinga Hiperxerófila, assim como, a influência do período sazonal na qualidade química dos solos. O estudo foi realizado às margens do canal do PISF, no eixo Norte, localizado no município de Cabrobó, PE, Brasil. As áreas amostrais consistiram em núcleos de mudas com espécies pioneiras (NEP), núcleos de mudas com espécies secundárias iniciais e tardias (NES) e duas áreas de Caatinga em estágio avançado e intermediário de regeneração, respectivamente designadas como ecossistemas de referência (ERI e ERII). Na avaliação da qualidade do solo (Capítulo II), foram acrescidas áreas de regeneração natural externa ao núcleo de pioneiras (ARN-P) e externa ao núcleo de secundárias (ARN-S), com o intuito de avaliar a influência dos núcleos nas áreas ao seu entorno. Foram avaliados indicadores ecológicos da regeneração natural dos indivíduos arbustivo-arbóreos relacionados à estrutura, composição e funcionamento. Além disso, nas áreas de nucleação, as mudas arbustivo-arbóreas plantadas foram avaliadas quanto estruturas horizontal e vertical e taxa de mortalidade. Com relação ao solo, foram avaliados os atributos químicos do solo nas profundidades 0,00-0,05 m e 0,05-0,10 m nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC). Por último, foi avaliado a relação solo-vegetação nas áreas amostrais no período chuvoso, considerando apenas as áreas com a presença de regeneração natural. Na restauração do componente arbustivo-arbóreo, os resultados indicam que as áreas de nucleação apresentaram papéis complementares: o NEP favoreceu a colonização inicial em mais parcelas, enquanto o NES proporcionou regeneração mais estruturada e diversificada. Esse comportamento também foi observado nas mudas implantadas, onde ambas as estratégias apresentaram taxas semelhantes de sobrevivência, mas as espécies secundárias demonstraram melhor desenvolvimento estrutural e vertical. Na recuperação da qualidade química do solo, os resultados mostraram que os núcleos promoveram aumentos pontuais na fertilidade, principalmente em P, Mg^{2+} e Na^{+} , mas apresentaram desequilíbrios como excesso de Mg^{2+} , tendência a sodicidade e baixa disponibilidade de micronutrientes. A sazonalidade influenciou a dinâmica dos nutrientes, com maior estabilidade edáfica e acúmulo de matéria orgânica no período seco, e maior mobilidade iônica e perda de nutrientes no período chuvoso. A camada superficial (0,00-0,05 m) concentrou os principais efeitos da restauração do solo. No tocante da relação solo-vegetação, os resultados mostraram que há forte integração entre solo e vegetação nas áreas com maior estrutura vegetativa, refletindo condições edáficas mais equilibradas e maior funcionalidade ecológica.

Palavras-chave: Caatinga; Semiárido; Regeneração natural; Saúde do solo; Relação solo-vegetação.

MENDES, VALESKA REGINA SILVA MARTINS. Restoration of the shrub-arboreal component and soil quality regeneration in degraded Caatinga areas. 2025. Advisor: Fernando José Freire. Comitê: Renato Garcia Rodrigues, Daniela Cristine Mascia Vieira.

ABSTRACT

The São Francisco River Integration Project (PISF) is the largest water infrastructure project in Brazil, created to supply populations of the Northeastern Semiarid. Despite its social importance, the project caused significant environmental impacts, contributing to the degradation of the Caatinga. As a compensatory measure, forest restoration techniques are being applied along the margins of the PISF, especially nucleation with planting of native seedlings. Continuous monitoring and evaluation of these actions are fundamental to verify their effectiveness and guide possible adjustments. Thus, the study aimed to evaluate the restoration of the shrub-arboreal component and the regeneration of soil health through the nucleation technique with seedling planting in degraded areas of the hyperxerophilous Caatinga, as well as the influence of the seasonal period on the chemical quality of soils. The study was carried out along the margins of the PISF canal, in the North axis, located in the municipality of Cabrobó, PE, Brazil. The sampling areas consisted of nuclei of seedlings with pioneer species (NEP), nuclei of seedlings with early and late secondary species (NES), and two Caatinga areas in advanced and intermediate regeneration stage, respectively designated as reference ecosystems (ERI and ERII). In the evaluation of soil quality (Chapter II), areas of natural regeneration external to the pioneer nucleus (ARN-P) and external to the secondary nucleus (ARN-S) were added, with the purpose of evaluating the influence of the nuclei on the areas around them. Ecological indicators of natural regeneration of shrub-arboreal individuals related to structure, composition and functioning were evaluated. In addition, in the nucleation areas, the planted shrub-arboreal seedlings were evaluated regarding horizontal and vertical structures and mortality rate. Concerning the soil, the chemical attributes of the soil were evaluated at the depths of 0.00-0.05 m and 0.05-0.10 m in the dry period (DP) and rainy period (RP). Finally, the soil-vegetation relationship was evaluated in the sampling areas during the rainy period, considering only areas with the presence of natural regeneration. In the restoration of the shrub-arboreal component, the results indicate that the nucleation areas presented complementary roles: the NEP favored the initial colonization in more plots, while the NES provided more structured and diversified regeneration. This behavior was also observed in the implanted seedlings, where both strategies presented similar survival rates, but the secondary species showed better structural and vertical development. In the recovery of the chemical quality of the soil, the results showed that the nuclei promoted punctual increases in fertility, mainly in P, Mg^{2+} and Na^{+} , but presented imbalances such as excess of Mg^{2+} , tendency to sodicity and low availability of micronutrients. Seasonality influenced the dynamics of nutrients, with greater edaphic stability and accumulation of organic matter in the dry period, and greater ionic mobility and nutrient loss in the rainy period. The superficial layer (0.00-0.05 m) concentrated the main effects of soil restoration. Regarding the soil-vegetation relationship, the results showed that there is strong integration between soil and vegetation in the areas with greater vegetation structure, reflecting more balanced edaphic conditions and greater ecological functionality.

Keywords: Caatinga; Semiarid; Natural regeneration; Soil health; Soil-vegetation relationship.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I – RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO REGENERANTE EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA

Figura 1. Localização geográfica dos Eixos Norte e Leste no Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF	56
Figura 2. Áreas de nucleação com espécies pioneiras e espécies secundárias iniciais e tardias, após três anos de plantio às margens do canal do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, no município de Cabrobó, PE, Brasil...57	57
Figura 3. Detalhamento dos núcleos de espécies pioneiras.....	59
Figura 4. Detalhamento dos núcleos de espécies secundárias iniciais e tardias.....	60
Figura 5. Localização geográfica das áreas experimentais	61
Figura 6. Ecossistema de referência em estágio avançado de regeneração natural, com aproximadamente 35 anos sem intervenção antrópica, do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, Salgueiro, PE, Brasil.....	62
Figura 7. Ecossistema de referência em estágio intermediário de regeneração natural, com aproximadamente 16 anos sem intervenção antrópica, do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, Cabrobó, PE, Brasil.	63
Figura 8. Precipitação pluviométrica (mm) e temperaturas mensais na região experimental para o período de 2024	65
Figura 9. Mapa dos tipos de solos identificados nas áreas experimentais.....	65
Figura 10. Número de indivíduos e espécies regenerantes identificados nas áreas amostrais.....	77
Figura 11. Número de indivíduos regenerantes por espécies nas respectivas áreas amostrais.....	79
Figura 12. Parâmetros estruturais nas áreas de referência e de nucleação	85
Figura 13. Índices de Diversidade de Shannon-Wiener, Dominância de Simpson e Equabilidade de Pielou nas áreas de referência e de nucleação	90
Figura 14. Biomassa média de indivíduo regenerantes por hectare acima do solo nos componentes folhas, fuste e parte aérea total nas áreas de referência e de nucleação	92
Figura 15. Percentual de Síndrome de Dispersão das espécies regenerantes identificadas nas áreas de referência e de nucleação.....	97
Figura 16. Percentual de Síndrome de Dispersão das espécies regenerantes nas áreas de referência e de nucleação.....	97
Figura 17. Parâmetros estruturais dos indivíduos plantados nos núcleos de espécies pioneiras e núcleo de espécies secundárias	99

Figura 18. Número de indivíduos plantados por classes de altura nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e espécies secundárias	101
Figura 19. Distribuição por classes de altura das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies pioneiras	102
Figura 20. Distribuição por classes de altura das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies secundárias	103
Figura 21. Taxa de mortalidade por indivíduos e espécies nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e espécies secundárias	105
Figura 22. Taxa de mortalidade das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies pioneiras	106
Figura 23. Taxa de mortalidade das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies secundárias.	107

CAPÍTULO II – NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS E SAZONALIDADE NA RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA

Figura 1. Localização geográfica das áreas experimentais no Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.	122
Figura 2. Precipitação pluviométrica (mm) e temperaturas mensais na região experimental para os períodos de 2023 e 2024	124
Figura 3. Mapa dos tipos de solos identificados nas áreas experimentais.....	125
Figura 4. Pontos onde ocorreram a coleta de solo nas áreas de nucleação e sua adjacentes.	126
Figura 5. Propriedades químicas do solo à 0,00-0,05 m de profundidade, avaliadas nas áreas amostrais.....	136
Figura 6. Matrizes de correlação de Pearson para os atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m, para os períodos sazonais seco e chuvoso	139
Figura 7. Dendrograma de dissimilaridade pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando os atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m entre as áreas de estudo nos períodos sazonais seco e chuvoso.....	145
Figura 8. Teor de ferro (Fe^{2+}) no solo à 0,05-0,10 m de profundidade, avaliado nas áreas amostrais, nos períodos seco chuvoso	150

Figura 9. Matrizes de correlação de Pearson para os atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m, coletados nas áreas amostrais para os períodos sazonais seco e chuvoso..... 152

Figura 10. Dendrograma de dissimilaridade pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando os atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m entre as áreas de estudo nos períodos sazonais seco e chuvoso..... 156

CAPÍTULO III – RELAÇÃO SOLO-VEGETAÇÃO REGENERANTE EM ÁREAS DE CAATINGA SOB TÉCNICA DE NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS EM NÚCLEOS

Figura 1. Localização geográfica das áreas experimentais no Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil 168

Figura 2. Precipitação pluviométrica (mm) e temperaturas mensais na região experimental para o período de 2024 170

Figura 3. Mapa dos tipos de solos identificados nas áreas experimentais..... 170

Figura 4. Diagrama de ordenação da análise de redundância e projeção dos vetores dos atributos químicos do solo, das variáveis do componente regenerante e as áreas, na profundidade 0,00-0,05 m 175

Figura 5. Dendrograma de dissimilaridade pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando as variáveis do componente regenerante e os atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m entre as áreas de estudo..... 177

Figura 6. Diagrama de ordenação da análise de redundância e projeção dos vetores dos atributos químicos do solo, das variáveis do componente regenerante e as áreas, na profundidade 0,05-0,10 m 180

Figura 7. Dendrograma de dissimilaridade pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando as variáveis do componente regenerante e os atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m entre as áreas de estudo..... 182

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I – RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO REGENERANTE EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA

Tabela 1. Famílias e espécies arbustivo-arbóreas, nome popular, formas de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão utilizadas nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e espécies secundárias iniciais e tardias	57
Tabela 2. Localização, informações do componente arbustivo-arbóreo adulto e características das áreas de referência e de nucleação	64
Tabela 3. Equações utilizadas para estimar a biomassa de folhas e fuste por planta nas áreas de referência e de nucleação	72
Tabela 4. Proporção de parcelas com regeneração natural por área do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, Cabrobó, PE, Brasil.....	74
Tabela 5. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão na área de referência em estágio avançado de regeneração natural.....	75
Tabela 6. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão na área de referência em estágio intermediário de regeneração natural	76
Tabela 7. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão nas áreas de nucleação com espécies pioneiras	76
Tabela 8. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico e síndrome de dispersão nas áreas de nucleação com espécies secundárias	77
Tabela 9. Parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de referência em estágio avançado e intermediário de regeneração natural.....	82
Tabela 10. Parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e nas áreas de nucleação com espécies secundárias	83
Tabela 11. Distribuição dos indivíduos regenerantes por classes de altura, classes absoluta e relativa de tamanho e regeneração natural relativa (RNR) em ordem decrescente de RNR do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de referência	87

Tabela 12. Distribuição dos indivíduos regenerantes por classes de altura, classes absoluta e relativa de tamanho e regeneração natural relativa (RNR) em ordem decrescente de RNR do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de nucleação	88
Tabela 13. Biomassa acima do solo dos componentes folhas, fuste e total por espécie das espécies regenerantes nas áreas de referência em estágio avançado e intermediário de regeneração natural.....	93
Tabela 14. Biomassa de folhas, fuste e total por espécie dos indivíduos regenerantes nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e nas áreas de nucleação com espécies secundárias.....	94

CAPÍTULO II – NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS E SAZONALIDADE NA RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA

Tabela 1. Localização, informações do componente arbustivo-arbóreo adulto e características das áreas de referência e de nucleação	123
Tabela 2. Análise de variância dos atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m, coletados nas áreas amostrais, nos períodos seco e chuvoso.....	129
Tabela 3. Análise de variância dos atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m, coletados nas áreas amostrais, nos períodos seco e chuvoso.....	129
Tabela 4. Atributos químicos do solo com efeitos significativo para o fator Área na profundidade 0,00-0,05 m, coletados nas áreas amostrais para os períodos sazonais.....	131
Tabela 5. Atributos químicos do solo com efeitos significativo para o fator Período na profundidade 0,00-0,05 m, coletados nas áreas amostrais para os períodos sazonais seco e chuvoso.....	134
Tabela 6. Propriedades químicas do solo com efeitos significativo para o fator Área na profundidade 0,05-0,10 m, coletadas nas áreas amostrais para os períodos sazonais.....	147
Tabela 7. Propriedades químicas do solo com efeitos significativo para o fator Período na profundidade 0,05-0,10 m, coletadas nas áreas amostrais para os períodos sazonais seco e chuvoso.....	149

CAPÍTULO III – RELAÇÃO SOLO-VEGETAÇÃO REGENERANTE EM ÁREAS DE CAATINGA SOB TÉCNICA DE NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS EM NÚCLEOS

Tabela 1. Localização, informações do componente arbustivo-arbóreo adulto e características das áreas de referência e de nucleação	169
---	-----

Tabela 2. Análise de variância para verificação da adequação do modelo utilizando dez atributos químicos do solo com caráter explicativo e seis variáveis do componente regenerante como resposta das áreas amostrais na profundidade 0,00-0,05 m	173
Tabela 3. Variáveis ambientais (solo) e da vegetação regenerante nas áreas amostrais e suas correlações nos eixos de análise de redundância, para profundidade 0,00-0,05 m	174
Tabela 4. Análise de variância para verificação da adequação do modelo utilizando dez atributos químicos do solo com caráter explicativo e seis variáveis do componente regenerante como resposta das áreas amostrais na profundidade 0,05-0,10 m	178
Tabela 5. Variáveis ambientais (solo) e da vegetação regenerante nas áreas amostrais e suas correlações nos eixos de análise de redundância, para profundidade 0,05-0,10 m	179

APÊNDICE 1

Tabela 1. Propriedades químicas do solo à 0,00-0,05 m de profundidade, avaliadas nas áreas amostrais, nos períodos seco e chuvoso	188
Tabela 2. Propriedades químicas do solo à 0,05-0,10 m de profundidade, avaliadas nas áreas amostrais, nos períodos seco e chuvoso.....	189

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	18
2. OBJETIVOS	21
2.1. Objetivo Geral	21
2.2. Objetivos Específicos	21
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	22
3.1. Degradação das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas nas regiões semiáridas – Caatinga.....	22
3.2. Recuperação da qualidade do solo – Técnicas de restauração florestal	23
3.3. Nucleação – Técnica de plantio de mudas em núcleos	25
3.4. Distribuição das espécies vegetais nos núcleos de mudas e propriedades do solo.....	28
3.5. Indicadores ecológicos de vegetação.....	30
3.6. Indicadores de qualidade do solo	32
2.6.1. Indicadores físicos	32
3.6.2. Indicadores químicos.....	33
3.6.3. Indicadores biológicos.....	37
REFERÊNCIAS	40
CAPÍTULO I – RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO REGENERANTE EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA.....	51
RESUMO.....	52
ABSTRACT	53
1. INTRODUÇÃO	54
2. MATERIAL E MÉTODOS	55
2.1. Área de estudo	55
2.2. Caracterização das áreas experimentais	61
2.3. Amostragem e coleta de dados	66
2.3.1. Fitossociologia e levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo adulto	66
2.4. Análise dos dados	67
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
3.1. Regeneração Natural.....	73
3.1.1. Ocorrência de regeneração natural entre tratamentos de restauração.....	73
3.1.2. Composição florística.....	75
3.1.3. Parâmetros fitossociológicos	82
3.1.4. Distribuição Hipsométrica.....	86
3.1.5. Índices de Diversidade e Equabilidade.....	90
3.1.6. Biomassa viva acima do solo	92
3.1.7. Síndrome de dispersão.....	96

3.2. Avaliação da vitalidade das mudas.....	99
3.2.1. Distribuição Hipsométrica.....	100
3.2.2. Mortalidade.....	104
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	108
REFERÊNCIAS	110
CAPÍTULO II – NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS E SAZONALIDADE NA RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA.....	117
RESUMO.....	118
ABSTRACT	119
1. INTRODUÇÃO	120
2. MATERIAL E MÉTODOS	121
2.1. Caracterização das áreas experimentais	121
2.2. Amostragem e coleta de dados	125
2.3. Análise dos dados	127
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	128
3.1. Profundidade 0,00 – 0,05 m	130
3.2. Profundidade 0,05 – 0,10 m	146
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	157
REFERÊNCIAS	158
CAPÍTULO III – RELAÇÃO SOLO-VEGETAÇÃO REGENERANTE EM ÁREAS DE CAATINGA SOB TÉCNICA DE NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS EM NÚCLEOS.....	163
RESUMO.....	164
ABSTRACT	165
1. INTRODUÇÃO	166
2. MATERIAL E MÉTODOS	167
2.1. Caracterização das áreas experimentais	167
2.2. Amostragem e coleta de dados	171
2.3. Análise dos dados	171
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	172
3.1. Profundidade 0,00 – 0,05 m	172
3.2. Profundidade 0,05 – 0,10 m	178
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	183
REFERÊNCIAS	184
CONCLUSÕES GERAIS	187
APÊNDICE 1	188

1. INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, a região semiárida detém a extensão territorial de 982.563,3 km², da qual a maior porção está inserida no Nordeste do país, com predominância do bioma Caatinga. Bioma exclusivamente brasileiro, com aproximadamente 912.529 km² de extensão territorial, distribuídos na região Nordeste e uma pequena porção no Norte de Minas Gerais (Silva *et al.*, 2017), com elevada diversidade de fitofisionomias e solos (Silva; Souza, 2018).

Na região Nordeste é encontrado o maior núcleo contínuo de floresta sazonalmente seca da América do Sul, identificadas elevada diversidade de espécies, gêneros e famílias botânicas, no qual grande proporção dessas são endêmicas do bioma (Fernandes *et al.*, 2020). A distribuição dessas espécies ao longo da região é moldada pelos índices pluviométricos, taxa de aridez, temperatura e tipo de solo (Ramos *et al.*, 2023; Silva; Souza *et al.*, 2018; Moro *et al.*, 2016).

Com relação aos solos da Caatinga nordestina, podem ser encontradas ao longo de sua extensão os tipos de solos Latossolos, Argissolos, Luvisolos, Planossolos, Vertissolos e Neossolos (Santana *et al.*, 2019; Valburn *et al.*, 2018). Contudo, na Caatinga seca nordestina há o predomínio de solos pouco desenvolvidos e fertilidade moderada a alta, devido a baixa disponibilidade hídrica, elevadas temperaturas e secas prolongadas, o que limita o desenvolvimento dos solos (Alves *et al.*, 2022; Valburn *et al.* 2018; Moro *et al.*, 2016).

Outro fator que influencia não só o desenvolvimento dos solos, mas também a distribuição e sobrevivência das espécies florestais é a ação antrópica, responsável pela supressão e degradação da vegetação nativa em áreas de Caatinga para converter em áreas agricultáveis, áreas de pastejo, construção de benfeitorias, produção de lenha, dentre outros fins.

A situação é mais crítica em ambientes da Caatinga com baixa precipitação e maior aridez, em que as projeções futuras indicam que a junção desses fatores com os distúrbios antrópicos tornam esses ambientes mais propensos a desertificação (Torres *et al.*, 2017; Ramos *et al.*, 2023).

O Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF é a maior obra de infraestrutura hídrica realizada no Brasil, com o intuito de disponibilizar água para população presente na região Semiárida do Nordeste brasileiro, por meio de canais hídricos. Para isso, cerca de 28 mil hectares de floresta foi desmatada legalmente, com extensões de aproximadamente 440 km nos eixos Norte e Leste (Socolowski *et al.*, 2021). Os solos às margens do PISF foram submetidos ao tráfego intenso de maquinário e materiais de construção, o que causou a compactação do solo em alguns pontos

(Alves *et al.*, 2022). Portanto, o PISF é um exemplo de degradação da Caatinga, provocada pela ação antrópica, que percorre trechos com diferentes índices pluviométricos e taxa de aridez (Oliveira *et al.*, 2020; 2022).

Como forma de compensação ambiental, métodos de restauração florestal foram e estão sendo implantados às margens do PISF a medida que os canais são finalizados, por responsabilidade do Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental (NEMA) (Socolowski *et al.*, 2021). A aplicação de métodos de restauração florestal é uma forma eficiente de recuperar a biodiversidade do local e a saúde do solo.

A nucleação florestal com plantio de mudas nativas do bioma (Caatinga) foi um dos métodos adotados para restauração das áreas às margens do PISF, com os objetivos de acelerar a regeneração natural nas áreas degradadas e possibilitar a conectividade entre os fragmentos (Socolowski *et al.*, 2021). Assim, avaliar essas áreas em processo de restauração é essencial para averiguar a efetividade do método aplicado e determinar possíveis intervenções, caso necessário, com o intuito de elevar as chances de recuperação das áreas (Brançalion *et al.*, 2012).

Na avaliação é fundamental o uso de ecossistemas de referência (ER), para efeitos de comparação, para avaliar o sucesso e andamento da restauração florestal (Guerra *et al.*, 2020). Outro ponto importante na avaliação é a seleção dos indicadores ecológicos, no qual devem abordar os três atributos do ecossistema: Estrutura da vegetação, composição da vegetação e o funcionamento da vegetação e do solo. Os indicadores ecológicos permitem identificar a situação atual da área em processo de restauração, por meio de levantamentos de informações cruciais, e comparar com as informações dos Ers gerando subsídio para identificar se as metas pré-estabelecidas estão sendo atingidas (Brançalion *et al.*, 2012; Sampaio *et al.*, 2021).

Por outro lado, a regeneração da saúde do solo é fundamental para o estabelecimento do componente arbustivo-arbóreo e o sucesso da restauração da Caatinga. A avaliação de atributos químicos do solo que mostrem que nesses ambientes já está ocorrendo acúmulo e decomposição de matéria orgânica são indicadores muito significativos da regeneração do ambiente (Oliveira *et al.*, 2021; Lima *et al.*, 2024; Oliveira Filho *et al.*, 2019). Aliado a isso, considerar o período sazonal de avaliação é essencial, uma vez que o clima tem forte influência na disponibilidade hídrica e dinâmica nutricional do solo (Lacerda-Júnior *et al.*, 2019).

Diante do exposto, é esperado identificar a situação atual de áreas às margens do PISF na Caatinga nordestina submetidas a técnicas de nucleação com plantio de mudas e a

influência do período sazonal nos atributos do solo com o auxílio de ecossistemas de referência e indicadores ecológicos de vegetação e solo.

As hipóteses do estudo são: a. Com a avaliação de indicadores de vegetação e de solo e o auxílio de comparação de áreas de referência (Ers) é identificada a situação atual das áreas em processo de restauração; b. Os núcleos com plantio de mudas nativas estão contribuindo para restauração do componente arbustivo-arbóreo regenerante e para recuperação da qualidade do solo de Caatinga, porém depende da sucessão ecológica das espécies que estão sendo utilizadas na restauração, ou seja, a restauração das áreas com espécies pioneiras é diferente da restauração com espécies secundárias; e c. O período sazonal influencia a dinâmica dos nutrientes no solo.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a restauração do componente arbustivo-arbóreo e regeneração da saúde do solo por meio da técnica de nucleação com plantio de mudas em áreas degradadas da Caatinga Hiperxerófila em Cabrobó, Pernambuco, Brasil, assim como, a influência do período sazonal na qualidade química dos solos.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a técnica de nucleação com o plantio de mudas nativas pioneiras e secundárias na restauração do componente arbustivo-arbóreo regenerante em áreas degradadas de Caatinga;
- Identificar a influência da técnica de nucleação com plantio de mudas na melhoria da qualidade química do solo e recuperação de solos em áreas degradadas na região semiárida da Caatinga, considerando o efeito da sazonalidade pluviométrica;
- Avaliar a relação entre atributos químicos do solo e a vegetação regenerante em áreas de Caatinga, submetidas a técnica de nucleação com plantio de mudas, após três anos de implantação, a fim de compreender a sincronia entre os processos de recuperação edáfica e a regeneração vegetal.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Degradação das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas nas regiões semiáridas – Caatinga

As regiões semiáridas estão inseridas em zonas com índices de aridez variando entre 0,2 e 0,5, classificando-as como terras secas (Huang *et al.*, 2016). Essas terras correspondem a 41% da superfície terrestre e abrigam aproximadamente 2 bilhões de pessoas (Reid *et al.*, 2005).

As florestas tropicais sazonalmente secas (FTSS) estão localizadas nas regiões semiáridas, formação florestal altamente ameaçada devido a ação antrópica e mudanças climáticas, com redução na sua extensão territorial total entre 7% e 15% num período de 20 anos (2000 a 2020), apesar do seu potencial como fonte de alimento para humanos e animais, sequestro de carbono, controle da erosão dos solos, dentre outros (Ocón *et al.*, 2021; Andrade *et al.*, 2020).

No Brasil, a região semiárida detém a extensão territorial de 982.563,3 km², do qual a maior porção está inserida no Nordeste do país (89,5%) (IBGE, 2014), com predominância do bioma Caatinga. Neste bioma está inserido o maior núcleo contínuo de floresta sazonalmente seca da América do Sul, com extensão territorial de 912 mil km², classificada como a região semiárida mais populosa do mundo, com 27 milhões de habitantes (Silva *et al.*, 2017; Queiroz *et al.*, 2017). Na região semiárida do Brasil, o déficit hídrico é uma característica proeminente, com as precipitações anuais inferiores a 800 mm, temperaturas médias variando entre 25 e 30 °C, e evapotranspiração potencial superior a 2.000 mm/ano (Borges *et al.*, 2020).

Com relação a variedade de espécies, são identificadas 3.347 espécies, 962 gêneros e 135 famílias, das quais 526 espécies e 29 gêneros são endêmicos da Caatinga (Fernandes *et al.*, 2020). Apesar disso, a Caatinga está propensa ao processo de desertificação, com redução na cobertura vegetal nativa ao longo dos anos, e aumento das áreas antropizadas (Silva *et al.*, 2023). De acordo com Santos *et al.* (2020), a cobertura florestal no semiárido brasileiro reduziu 27% entre os anos de 2000 e 2018. E 63% da Caatinga é composto com ecossistemas antrópicos (Silva; Barbosa, 2017). Segundo Araújo *et al.* (2023), cerca de 13.284 km² (1,6%) de cobertura florestal da Caatinga semiárida foi convertida para áreas de solo exposto ao longo dos anos.

A agricultura intensiva, sobrepastoreio, produção de lenha, construção de benfeitorias e incêndios ocasionais são as principais fontes de degradação de áreas de Caatinga, como

também de todas as regiões semiáridas do mundo (Araújo *et al.*, 2023; Socolowski *et al.*, 2021; Antogiovanni *et al.*, 2020; Mesa-Sierra *et al.*, 2022; Allam *et al.*, 2019; Jamal *et al.*, 2016).

Com relação aos solos, estima-se que exista aproximadamente 35 milhões de km² de solos degradados no globo terrestre, caracterizando um problema mundial (Karlen; Rice, 2015). As principais causas da degradação dos solos são a supressão da vegetação nativa, manejo intensivo e inadequado do solo, sobrepastoreio, queimadas, dentre outros, causando alterações na estrutura e composição dos solos (Oliveira *et al.*, 2022; 2021; Karlen; Rice, 2015).

Os solos nas regiões semiáridas estão naturalmente suscetíveis a processos de degradação pela baixa disponibilidade de água e aumento dos períodos de estiagem, agravado pelas ações antrópicas (Araújo *et al.*, 2013). Esses processos alteram as atividades microbiológicas dos solos, as propriedades físico-químicas e tornam o ambiente propenso a erosão, perdendo a sua capacidade produtiva e tornando-os incapazes de sustentar as comunidades locais (Yildiz *et al.*, 2022; Yirdaw; Tigabu; Monge, 2017).

Na Caatinga os processos de degradação podem ser acelerados pela junção dos distúrbios antrópicos e as condições climáticas adversas presentes nesse ambiente, tornando a região mais propensa a desertificação (Ramos *et al.*, 2023; Torres *et al.*, 2017). Na região da Caatinga estima-se que no período de dez anos (2007-2016) cerca de 72 mil km² de solos foram degradados, estando sob diferentes níveis de degradação (Tomasella *et al.*, 2018).

Os solos são de suma importância para o funcionamento do ecossistema terrestre e subsistência humana, com funções relacionadas a ciclagem de nutrientes, manutenção da água no solo, armazenamento de carbono e habitat para atividade biológica, contribuindo para manutenção da qualidade dos solos e produtividade das culturas agrícolas e florestais (Vogel *et al.*, 2019). Promover a recuperação desses solos é uma alternativa para minimizar o impacto da degradação no ambiente e recuperar a qualidade do solo. De acordo com Oliveira *et al.* (2021), a degradação do solo promove alterações nas propriedades física, química e biológica do solo reduzindo a qualidade do solo, porém com a restauração florestal as funções do solo são recuperadas gradativamente, elevando a qualidade do solo.

3.2. Recuperação da qualidade do solo – Técnicas de restauração florestal

Com a recuperação do solo é esperado que ele atinja o adequado funcionamento, com todos os seus mecanismos (físicos, químicos e biológicos) ocorrendo normalmente, atribuindo maior qualidade ao solo. Neste contexto, a recuperação do solo será influenciada pela técnica

de recuperação adotada (Oliviera *et al.*, 2021; Lipoma *et al.*, 2021; Bechara *et al.*, 2016), como por exemplo, a restauração florestal.

Técnicas de restauração florestal são adotadas para recuperar a qualidade do solo, no qual a seleção da técnica varia de acordo com o objetivo e intensidade de degradação. Quando a intensidade de degradação do solo é baixa e a capacidade de resiliência (capacidade de um ecossistema se recuperar de degradações) não é comprometida, é adotado a técnica de restauração passiva, no qual consiste apenas na eliminação da fonte de degradação. Nesta condição é esperado que, ao eliminar a fonte de degradação, o solo consiga se recuperar, sem a necessidade da aplicação de métodos mais incisivos (Crouzeilles *et al.*, 2017; Piaia *et al.*, 2020). Esta técnica é frequentemente adotada em solos degradados por sobrepastoreio na Caatinga semiárida, mostrando resultados positivos na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo a longo prazo (Ferreira *et al.*, 2018; Oliveira Filho *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2024).

Por utilizar apenas o potencial de resiliência da área, a recuperação do solo ocorre de forma lenta na restauração passiva, sendo necessário um longo período para restabelecer a qualidade do solo. Por outro lado, as condições climáticas, aliada a técnica utilizada, podem dificultar e elevar o tempo de recuperação dos solos na Caatinga semiárida. Isto porque, o semiárido é submetido a longos períodos de estiagem, elevadas temperaturas e evapotranspiração, reduzindo o conteúdo de água no solo (Ramos *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2020), o que pode vir a comprometer a capacidade de resiliência na área e recuperação do solo (Stan; Sánchez-Azofeifa, 2019).

Quando a intensidade de degradação do solo é elevada, a técnica de restauração passiva pode não ser a mais indicada para recuperar a qualidade do solo, devido nestas condições a resiliência da área ser baixa, como constatado por Lipoma *et al.* (2021) em condições de semiárido, que observaram após cinco anos de exclusão da fonte de degradação baixa capacidade de resiliência na área, mesmo com elevada pluviosidade, atribuindo esse fator ao uso extensivo do solo na área por longo período.

Assim, em áreas com elevada intensidade de degradação do solo, a aplicação de técnicas de restauração ativa pode ser mais indicada para recuperar a qualidade do solo. Na restauração ativa, além da eliminação da fonte de degradação, são aplicadas outras técnicas que podem auxiliar na recuperação da resiliência da área. Assim, este tipo de restauração é adotada quando o ambiente perde a capacidade de se recuperar de forma isolada, sendo, portanto, necessária a intervenção humana (Bechara *et al.*, 2016).

Técnicas de restauração ativa também são recomendadas quando é desejada a rápida cobertura do solo no ambiente degradado, isto devido ser comum a presença de solo exposto, sem cobertura vegetal. Nestas condições o solo fica submetido as intempéries do meio, como a desestruturação e deslocamento da camada superficial do solo pela ação da chuva ou vento (erosão hídrica e eólica) (Ke; Zhang, 2022).

Assim, promover a rápida cobertura do solo é uma alternativa para reduzir os efeitos deletérios da sua degradação e possibilitar a sua rápida recuperação. Como a restauração ativa visa melhorar a resiliência da área e acelerar a recuperação do solo e da vegetação no ambiente degradado (Bechara *et al.*, 2016), a aplicação de suas técnicas pode ser a melhor alternativa para promover a rápida cobertura do solo e melhorar a qualidade do solo, como identificado por Alves *et al.* (2022) ao avaliarem a restauração ativa com o método de cobertura viva de ciclo curto na recuperação da qualidade do solo na Caatinga.

Dentre as técnicas de restauração ativa com foco na recuperação do solo se destaca o plantio de mudas em área total e as técnicas nucleadoras. A técnica de restauração ativa com plantio de mudas em área total, como o nome já diz, consiste no plantio de alta diversidade de mudas em toda a área degradada (Bechara *et al.*, 2016). É a técnica de restauração ativa mais adotada para recuperar ecossistemas degradados secos, devido a elevada eficiência na recuperação de ambientes em reduzido espaço de tempo, quando comparado aos demais métodos de restauração ativa (Dimson; Gillespie, 2020).

O potencial da técnica de plantio de mudas em área total na recuperação da qualidade do solo em ambiente seco vem sendo identificado ao longo dos anos (Araújo *et al.*, 2013; Yildiz *et al.*, 2022). Por exemplo, em área degradada de Caatinga, Araújo *et al.* (2013) identificam aumento na comunidade microbiana do solo e na promoção da recuperação de algumas funções microbianas do solo quatro anos após o plantio, estando ainda em processo de recuperação. Contudo, apesar da sua eficácia, é uma técnica onerosa, que demanda de elevado investimento financeiro e mão-de-obra na instalação e manutenção (Bechara *et al.*, 2016), tornando-o muitas vezes inviável.

Neste sentido, as técnicas de nucleação surgem como alternativa para acelerar a recuperação do ambiente degradado e com custo inferior ao método de plantio de mudas em área total (Bechara *et al.*, 2021).

3.3. Nucleação – Técnica de plantio de mudas em núcleos

As técnicas de nucleação consistem em criar pequenos habitats (núcleos) de biodiversidade na área degradada para facilitar o estabelecimento de indivíduos regenerantes e

acelerar os processos sucessionais (Reis *et al.*, 2010). Os pequenos habitats atuam na melhoria da qualidade do ambiente na área interna e externa a eles, o que favorece a atividade microbiológica do solo, deslocamento e repouso da fauna, estimula a regeneração natural, e a consequente expansão e conectividade dos núcleos de vegetação a longo prazo (Michaels *et al.*, 2020; Reis *et al.*, 2010).

Quando comparado ao plantio em área total, os processos de restauração florestal e recuperação do solo ocorrem de forma mais lenta com a aplicação de técnicas nucleadoras, no entanto, a redução dos custos com implantação e manutenção tornam o método mais vantajoso. Isso é justificado pelo fato de a área trabalhada na nucleação representar cerca de 10 a 33,3% da área perturbada, com núcleos de pequenas dimensões (1-12 m²) (Bechara *et al.*, 2016; Vogel *et al.*, 2015).

A ideia de estabelecer técnicas nucleadoras na restauração florestal surgiu ao ser observado que em áreas sob degradação, a presença de árvores remanescentes dispersas no local favorecia a regeneração natural, no qual atuavam como estruturas funcionais, favorecendo a conectividade das paisagens ao longo do tempo (Reis *et al.*, 2003; Chazdon, 2014; Manning *et al.*, 2006).

Dentre os métodos de nucleação podemos destacar o método de plantio de mudas em núcleo, no qual, é o método que mais se assemelha ao método de plantio de mudas em área total, devido a utilização de espécies vegetais em fase de muda, elevando as chances de estabelecimento das espécies na área degradada. O método consiste em introduzir núcleos de mudas de alta diversidade de forma adensadas, com núcleos distantes entre si, com os objetivos de elevar a riqueza de espécies e funções ecológicas no ambiente (Socolowski *et al.*, 2021; Vogel *et al.*, 2015; Bechara *et al.*, 2021).

A disposição das espécies nos núcleos são alocadas de forma estratégia para facilitar o seu estabelecimento, com espécies de caráter mais rústicas localizadas nos extremos do núcleo, por serem mais resistentes às condições adversas, e as espécies mais sensíveis no centro do núcleo, para maior proteção. Deste modo, as mudas localizadas nas extremidades do núcleo são beneficiadas com maior crescimento lateral (maior ramificação) e as mudas na área interna do núcleo beneficiadas com crescimento em altura (Vogel *et al.*, 2015; Socolowski *et al.*, 2021), o que pode promover maior sombreamento dentro do núcleo e próximo a eles, minimizando os efeitos da radiação solar no solo nestes locais.

Complementar ao plantio de mudas arbustivo-arbóreas pode ser adicionado aos núcleos mudas de bromélias, devido a capacidade de armazenar água nos seus tecidos e atrair a fauna silvestre (Reis *et al.*, 2014; Vogel *et al.*, 2015). Em áreas de Caatinga, as bromélias

podem ser substituídas pelas cactáceas, por terem funções semelhantes (Socolowski *et al.*, 2021).

Com relação a seleção dos indivíduos que irão compor os núcleos, são considerados espécies atrativas a fauna, síndrome de dispersão, origem, espécies fixadoras de nitrogênio, potencial forrageiro, dentre outras características, priorizando o uso de nativas do bioma e que colonizaram a área anterior a degradação (Socolowski *et al.*, 2021). Todos esses aspectos são considerados para melhor aplicabilidade e efetividade da técnica de nucleação com plantio de mudas no ambiente degradado.

Além disso, outras estratégias podem ser adotadas para auxiliar a sobrevivência inicial das mudas em campo, como isolamento da área, gradagem do solo em superfície, fertilização mineral, cobertura morta, irrigação e hidrogel, aplicadas de acordo com a disponibilidade de recursos financeiros (Araújo *et al.*, 2013; Dimson; Gillespie, 2020; Yildiz *et al.*, 2022).

O isolamento dos núcleos é um fator crucial não só para sobrevivência das mudas, mas para a recuperação da qualidade do solo em áreas de Caatinga, devido à pressão por herbivoria de caprinos e ovinos, problema recorrente na região semiárida da Caatinga. A circulação desses animais eleva a taxa de mortalidade dos indivíduos de plantas ainda jovens e tem efeitos negativos sob as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Melo, 2017; Ribeiro *et al.*, 2016; Chaturvedi *et al.*, 2017; Allam *et al.*, 2019). Para reduzir a pressão do pastejo, a medida adotada por Socolowski *et al.* (2021) foi o coroamento dos núcleos de mudas com galhos secos de uma espécie exótica coletada em áreas próximas.

A coroa de galhos além de proteger as mudas contra o ataque de herbívoros pode possibilitar um microclima favorável para o desenvolvimento das mudas e recuperação dos solos. Isso ocorre devido o coroamento de galhos favorecer a redução da temperatura do solo e aporte de matéria orgânica do solo a longo prazo pela decomposição dos detritos (Krishna; Mohan, 2017; Silva *et al.*, 2022). Com a redução da temperatura do solo e disponibilidade de matéria orgânica no solo, a atividade microbiológica do solo pode ser estimulada, disponibilizando nutrientes no solo, favorecendo a germinação de novos indivíduos e o desenvolvimento aéreo e radicular das mudas implantadas (Martins, 2009; Araújo *et al.*, 2013).

A maioria dos estudos que abordam o potencial do método de nucleação com plantio de mudas em núcleo na restauração de áreas degradadas se concentram em ambientes úmidos, e o foco principal é a restauração da vegetação (Vogel *et al.*, 2015; Holl *et al.*, 2020; Bechara *et al.*, 2021), não avaliando os efeitos deste método na recuperação da qualidade do solo. Na Caatinga semiárida apenas um trabalho foi encontrado com a aplicação desta técnica em área

com elevada intensidade de degradação, e com arranjo das mudas variando de acordo com o grupo ecológico das espécies vegetais, porém, sem avaliação do potencial da técnica e da seleção das espécies vegetais que compõem os núcleos na recuperação da qualidade do solo (Socolowski *et al.*, 2021).

A contribuição das espécies na recuperação do solo ocorre de forma distinta entre elas, devido algumas espécies vegetais apresentarem metabolismo e morfologia distinta (Parhizkar *et al.*, 2021; Paéz-Birmos *et al.*, 2020). Assim, avaliar as espécies que compõem os núcleos e suas contribuições na recuperação da qualidade do solo é essencial para identificar o potencial das espécies na recuperação do solo e para melhor seleção das mudas vegetais que irão compor os núcleos em áreas de Caatinga degradada.

3.4. Distribuição das espécies vegetais nos núcleos de mudas e propriedades do solo

As espécies vegetais exercem forte influência na recuperação da qualidade do solo, com morfologia e metabolismo distintos entre espécies, isto porque as plantas promovem variado crescimento radicular, cobertura da copa, liberação de exsudatos pelas raízes, deposição de serapilheira e relações interespecíficas com o solo, alterando o seu funcionamento e estrutura de forma gradativa (Liu *et al.*, 2018; Parhizkar *et al.*, 2021; Paéz-Birmos *et al.*, 2020; Hedenec *et al.*, 2023; Qian *et al.*, 2023).

Esses mecanismos proporcionam modificações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo de forma gradativa no ambiente degradado. Nesta perspectiva, as espécies vegetais moldam as propriedades do solo, que podem variar de acordo com as utilizadas na restauração, como constatado por Parhizkar *et al.* (2021), que ao avaliarem o potencial de quatro espécies na recuperação de áreas degradadas, identificaram contribuições distintas entre espécies nas propriedades do solo, como teores de nutrientes, respiração microbiana, estabilidade agregados e retenção de água em solos.

Na análise de duas espécies no mesmo ambiente florestal, Paéz-Birmos *et al.* (2020) observaram que elas contribuíram de forma diferente na porosidade do solo em superfície, relacionando isso as características do sistema radicular das plantas. Já, em trabalho com três espécies arbóreas na recuperação de áreas degradadas, Liu *et al.* (2018) identificaram o efeito positivo das espécies na diversidade e composição da comunidade bacteriana do solo, com contribuições distintas entre espécies vegetais.

Diante disso, as características das espécies devem ser consideradas no processo de recuperação da qualidade do solo, incluindo o grupo ecológico (estágio de sucessão ecológica) dos indivíduos. As espécies vegetais são agrupadas em diferentes estágios de

sucessão ecológica de acordo com as suas características (Almeida, 2016), no qual, no primeiro grupo estão presentes as espécies pioneiras, em que as principais características são crescimento rápido, elevada tolerância a luminosidade e resistência a condições ambientais adversas, inseridas normalmente em locais com estágio avançado de degradação. No segundo e terceiro estágio de sucessão estão inseridas as espécies secundárias iniciais e tardias. As espécies secundárias iniciais apresentam crescimento rápido, porém possui baixa tolerância a luminosidade, já as tardias apresentam crescimento lento, baixa tolerância a luminosidade, ambas são normalmente encontradas em locais em estágio intermediário e avançado de regeneração. No quarto estágio estão presentes as espécies clímax, estágio final da sucessão ecológica (Socolowski *et al.*, 2021; Almeida, 2016).

Considerar o grupo ecológico da espécie é favorecer a rápida recuperação da qualidade do solo, isso porque a interação entre as características ecológicas da espécie e as condições do ambiente determinam o eficiente desenvolvimento da planta e, consequentemente, sua contribuição na recuperação do solo. Plantas que em condições naturais se estabelecem em estágio avançado de regeneração, limitam o seu desenvolvimento em ambientes altamente degradados, devido à baixa disponibilidade de recursos ambientais, minimizando suas contribuições na recuperação do solo (Macheroum *et al.*, 2021; Schwartz *et al.*, 2022; Yildiz *et al.*, 2022; Quianwen *et al.*, 2022). Assim, o ato de introduzir espécies com diferentes grupos ecológicos na restauração sob as mesmas condições ambientais, pode resultar em contribuições distintas entre espécies na recuperação da qualidade do solo, de acordo com o grupo ecológico.

Neste sentido, é esperado que ao aplicar determinada técnica de restauração em área sob o mesmo nível de degradação do solo, o fato de variar o grupo ecológico das espécies, promova contribuições distintas da técnica na recuperação do solo. Por exemplo, ao utilizar a técnica de nucleação com plantio de mudas, porém variando os tipos de núcleos por grupo ecológico das espécies vegetais (Socolowski *et al.*, 2021), é esperado que a contribuição da técnica de restauração na recuperação da qualidade do solo varie entre núcleos de acordo com o grupo utilizado.

Assim, avaliar e monitorar esse tipo de variação é importante, pois possibilita identificar a contribuição das espécies plantadas na restauração da vegetação e recuperação do solo, como também auxiliar na seleção adequada de espécies a serem utilizadas na técnica de restauração de acordo com o objetivo almejado. Para isso, é necessário correlacionar informações das espécies que compõem a técnica de restauração com indicadores

ecológicos de vegetação e de qualidade do solo, obtidos mediante avaliação da área em processo de restauração (Hedenec *et al.*, 2023; Parhizkar *et al.*, 2021).

Os indicadores de vegetação podem expressar a estrutura, composição e funcionamento do componente regenerante, e os indicadores de qualidade do solo podem expressar as suas propriedades físicas, químicas e biológicas, utilizadas para avaliar e monitorar os efeitos da técnica de restauração na sua recuperação, como também os efeitos das espécies vegetais sob as suas propriedades (Araújo *et al.*, 2012; Parhizkar *et al.*, 2021).

3.5. Indicadores ecológicos de vegetação

A avaliação e monitoramento da restauração da vegetação é realizada por meio de indicadores ecológicos, no qual devem abordar a composição, estrutura e funcionamento da vegetação, selecionados de acordo com período de monitoramento, objetivo e técnica de restauração aplicada (Brancaion *et al.*, 2012; Sampaio *et al.*, 2021). A análise conjunta desses grupos permite compreender a trajetória sucessional da vegetação e os processos ecológicos fundamentais em recuperação.

Os indicadores de estrutura têm por objetivo avaliar a organização física e espacial da vegetação. Tais métricas incluem a fitossociologia, altura média e máxima das plantas, distribuição em classes de altura, distribuição em classes de diâmetro, área basal e cobertura do dossel (Queiroz *et al.*, 2021; Dutra Júnior *et al.*, 2022). Na Caatinga, estudos como o de Oliveira *et al.* (2023) demonstraram que parâmetros estruturais também são úteis para identificar áreas em estágios iniciais, intermediários ou avançados de sucessão ecológica.

Os indicadores de composição concentram-se na identificação e quantificação das espécies presentes, permitindo inferências sobre a diversidade e a similaridade florística em relação a áreas de referência. Entre os principais descritores encontram-se a riqueza de espécies, índices de diversidade, equabilidade e abundância relativa (Oliveira *et al.*, 2023; Saraiva *et al.*, 2023). Em ecossistemas como a Caatinga, a presença de espécies características como *Mimosa tenuiflora*, *Croton blanchetianus*, *Myracrodruon urundeuva* e *Pseudobombax marginatum* pode sinalizar o avanço da sucessão ou a pressão por perturbações antrópicas (Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013).

Os indicadores de funcionamento ecológico buscam aferir se os processos ecossistêmicos essenciais estão sendo restabelecidos. Esses incluem a regeneração natural, produção de biomassa, taxa de mortalidade, dinâmica da serrapilheira e fauna (Dutra Júnior *et al.*, 2022; Socolowski *et al.*, 2021; Queiroz *et al.*, 2019). Na Caatinga, indicadores como acúmulo de biomassa, serrapilheira acumulada, banco de sementes do solo e entomofauna têm

sido empregados para avaliar o restabelecimento do funcionamento ecológico, com destaque para regeneração natural, destacado como um dos sinais mais robustos de funcionalidade (Dutra Júnior *et al.*, 2022; Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013; Gonçalves *et al.*, 2019).

Dada as condições edafoclimáticas da Caatinga, a aplicação desses indicadores deve considerar as variações temporais, principalmente entre as estações seca e chuvosa. Além disso, o histórico de uso da terra, proximidade de fragmentos conservados e presença de espécies dispersoras influenciam diretamente a efetividade dos processos de restauração (Queiroz *et al.*, 2019; 2021; Oliveira *et al.*, 2023; Monteiro; Kurtz, 2020). Por esse motivo, recomenda-se que o monitoramento seja contínuo e baseado na comparação com áreas de referência ecologicamente similares (Sampaio *et al.*, 2021).

Dada as funcionalidades desses indicadores, a seleção dos mesmos deve considerar o período de monitoramento e a técnica de restauração aplicada. O período de monitoramento é um ponto chave na seleção dos indicadores, pois definirá quais serão mais eficientes. Em ambientes de Caatinga altamente degradados, o componente vegetativo é submetido a estágios sucessionais que se modificam ao longo do tempo, e com isso a expressão de processos ecológicos (Oliveira *et al.*, 2023; Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013). Na fase inicial o ambiente se encontra mais instável e a prioridade é reduzir o estresse ambiental e favorecer o estabelecimento da vegetação. De acordo com Brancalion *et al.* (2012), no primeiro ano é mais recomendado abordar indicadores relacionados a cobertura do solo, mecanismos dispersores, presença de plantas invasoras e taxas de mortalidade (plantio de mudas). A partir do terceiro ano já é possível incluir indicadores mais expressivos, como regeneração natural de indivíduos arbustivo-arbóreo, grupos sucessionais, cobertura da copa, dentre outros.

Observa-se que ao longo do tempo é esperado maior estabilidade no ambiente florestal e com isso a adoção de indicadores que abordem a maior complexidade do ambiente. Ligado a isso, está a técnica de restauração adotada, no qual poderá afetar no tempo de restauração e na seleção dos indicadores (Saraiva *et al.*, 2023; Gonçalves *et al.*, 2019; Socolowski *et al.*, 2021). Por exemplo, ao aplicar a técnica de restauração com plantio de mudas, é fundamental selecionar indicadores de abordem também a vitalidade das mesmas, como taxa de mortalidade, densidade e crescimento vertical e horizontal.

Em síntese, os indicadores ecológicos apresentam potencial para avaliação de áreas de Caatinga em processo de restauração. Considerar na seleção destes, o período de avaliação, a técnica aplicada, o uso de ecossistemas de referência e a maior abrangência de indicadores

que aborde a estrutura, composição e funcionamento do ambiente podem garantir o sucesso e a efetividade dos esforços de recuperação ambiental na Caatinga.

De forma complementar a estes, pode ser realizada a avaliação da qualidade do solo, no qual irá abordar o funcionamento do solo e os efeitos da técnica aplicada na recuperação do solo (Araújo *et al.*, 2012; Parhizkar *et al.*, 2021).

3.6. Indicadores de qualidade do solo

A avaliação e monitoramento da qualidade do solo é realizada por meio de indicadores, o qual devem englobar um conjunto de suas variáveis, sensíveis a alterações no ambiente, que abordem uma série de propriedades (física, química e biológica) relacionadas as funções do solo que pode possibilitar a visão mais integrada do ecossistema (Araújo *et al.*, 2012). Não é possível mensurar a qualidade do solo diretamente, porém com a utilização destes indicadores relacionadas a sua funcionalidade se obtém a mensuração indireta da qualidade do solo (Karlen; Stott, 1994; Araújo *et al.*, 2012).

Na região semiárida a seleção dos indicadores é mais complexa, devido às condições climáticas nesse ambiente terem forte influência nas propriedades edáficas (Barbosa; Oliveira, 2022). Neste sentido, abordar-se-ão os principais indicadores de qualidade do solo utilizados na região semiárida de Caatinga, com ênfase na sua aplicabilidade em estudos de monitoramento na recuperação de solos em áreas degradadas. Para facilitar a abordagem, os indicadores da qualidade do solo foram divididos em indicadores físicos, químicos e biológicos.

2.6.1. Indicadores físicos

Os indicadores físicos expressão a qualidade física do solo, uma vez que essas propriedades atuam na sustentação das plantas e afetam o desenvolvimento radicular e a absorção de água e nutrientes (Dexter, 2004). Os principais indicadores físicos utilizados na Caatinga são densidade do solo, resistência a penetração, porosidade total, macro e microporosidade (Silva *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2018; Cavalcante *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022).

A densidade do solo aborda o adensamento das suas partículas, refletindo o grau de compactação do solo. A densidade do solo está relacionada a sua capacidade do solo de reter água (Fialho *et al.*, 2013). Em solos degradados a densidade do solo tende a valores elevados, porém com a recuperação gradativa do solo a densidade tende a diminuir. Segundo Ferreira *et al.* (2018), na região semiárida do Ceará, após 14 anos de exclusão do pastejo, a densidade do

solo reduziu de forma significativa, indicando aumento na sua qualidade, isto devido a maior disponibilidade de resíduos orgânicos no solo e maior capacidade de sua reestruturação no ambiente em recuperação. Assim, por ser sensível alterações no ambiente, a densidade do solo é classificada como ótimo indicador de sua qualidade para região semiárida.

A densidade do solo apresenta correlação negativa com a porosidade do solo, pois com o seu aumento os espaços porosos são reduzidos (Ferreira *et al.*, 2018). A porosidade total expressa a quantidade total de poros existentes na amostra de solo coletado independente do seu tamanho.

Os espaços porosos do solo podem ser classificados de acordo com a dimensão dos poros, como macroporosidade e microporosidade (Prevedello, 1996). Os macroporos atuam no fluxo de oxigênio e água e no desenvolvimento radicular. Já os microporos do solo são responsáveis pelo armazenamento de água no solo (Reichardt, 1990). Com a redução da porosidade do solo em ambiente degradado esses mecanismos são interrompidos, causando redução na qualidade do solo (Cavalcante *et al.*, 2021). Resultados contrários são identificados em solos sob processo de recuperação, atribuindo maior qualidade ao solo (Ferreira *et al.*, 2018).

A densidade do solo e a porosidade total são os indicadores mais utilizados para avaliar a recuperação de áreas degradadas no semiárido brasileiro, devido a sensibilidade a alterações no ambiente e por estarem ligadas a processo de elevada importância para o funcionamento dos solos (Lima *et al.*, 2024; Ferreira *et al.*, 2018; Martins *et al.*, 2019). A macroporosidade e microporosidade são mais utilizados para avaliar o impacto da degradação nos solos do semiárido, não tendo uma maior abordagem em estudos sobre recuperação de solos (Cavalcante *et al.*, 2021).

De acordo Araújo *et al.* (2012), a porosidade total não constitui uma informação completa sobre propriedades do solo, sendo mais indicado classificar os poros de acordo com a dimensão dos espaços porosos, como macroporosidade e microporosidade (Prevedello, 1996). A funcionalidade dos espaços porosos varia com a dimensão dos poros (Reichardt, 1990), assim avaliar a porosidade do solo de acordo com o tamanho dos poros dará maior confiabilidade aos resultados, principalmente em áreas degradadas sob processo de recuperação.

3.6.2. Indicadores químicos

Os indicadores químicos de qualidade do solo geralmente abordam a sua fertilidade, seus elementos fitotóxicos e o seu conteúdo de matéria orgânica (Araújo *et al.*, 2012). Os

principais indicadores químicos utilizados na Caatinga são a matéria orgânica (carbono orgânico), pH, disponibilidade de cátions trocáveis (cálcio – Ca, magnésio – Mg, potássio – K e sódio – Na), disponibilidade de alumínio – Al^{3+} , capacidade de troca de cátions – CTC, condutividade elétrica – CE, soma de bases – SB, saturação por bases – V% e saturação por alumínio – m% (Fialho *et al.*, 2013; Lima *et al.*, 2024; Oliveira Filho *et al.*, 2019; Martins *et al.*, 2019; Ferreira *et al.*, 2018; Alves *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2021).

Apesar da matéria orgânica do solo (MOS) ser classificada como indicador de qualidade química, ela influencia as suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Barbosa; Oliveira, 2022). Sua avaliação pode ser realizada por meio do teor de carbono orgânico no solo (Oliveira *et al.*, 2021). Ambientes semiáridos, naturalmente apresentam baixo aporte e estabilidade de MOS devido as condições ambientais do meio, com perdas maiores de acordo com o manejo adotado (Barbosa; Oliveira, 2022).

O teor de carbono orgânico presente na MOS vem sendo amplamente utilizado na região semiárida para avaliar a qualidade do solo. Oliveira *et al.* (2021), identificaram aumento no teor de carbono orgânico de solo em áreas restauradas, quando comparado a áreas degradadas. Os mesmos atribuíram isso ao aumento da cobertura vegetal do solo no ambiente restaurado. Na região semiárida do Rio Grande do Norte Martins *et al.* (2019), observaram em área sob processo de restauração, teores de carbono orgânico próximos aos teores encontrados em áreas preservadas, indicando aumento na qualidade do solo em ambiente sob recuperação.

No semiárido paraibano Macedo *et al.* (2023) identificaram os efeitos deletérios da ação antrópica na qualidade do solo da Caatinga arbustiva, com redução no aporte de MOS e teor de carbono orgânico, quando comparado a Caatinga preservada, devido a retirada do horizonte superficial do solo para construção civil, ficando o solo suscetível a degradação. Assim, por apresentar sensibilidade a modificações no solo e influenciar em outras propriedades do solo, a MOS pode ser considerada como eficiente indicador de qualidade do solo.

O pH fornece indicativos das condições químicas do solo, com forte influência na dinâmica dos nutrientes do solo e estabelecimento da cobertura vegetal (Ronquim, 2020; Barbosa; Oliveira, 2022). Estudos na região semiárida têm demonstrado sensibilidade do pH a alterações no ambiente. Na região semiárida do Ceará, Lima *et al.* (2024) observam que os maiores valores de pH, próximos a neutralidade, foram encontrados na vegetação nativa preservada, e que os menores valores estavam presentes em ambientes degradados por sobrepastejo. Os autores ainda identificaram que a exclusão do pastoreio após 21 anos, elevaram os valores de pH, ficando próximos a vegetação nativa. Resultados semelhantes no

semiárido brasileiro foram identificados por Oliveira Filho *et al.* (2019) e Ferreira *et al.* (2018) para áreas degradadas e sob restauração por exclusão do pastoreio.

Esses resultados indicam que as melhores condições desse indicador estão associados à conservação do ambiente, e que as alterações no meio podem alterar seus valores, indicando a eficiência do pH com indicador de qualidade do solo.

A disponibilidade de cátions trocáveis (Ca, Mg, K e Na), CTC, SB, V% estão diretamente relacionadas com a fertilidade química do solo, sendo classificados como importantes indicadores de qualidade química do solo no semiárido (Barbosa; Oliveira, 2022). O Ca, Mg, K são macronutrientes essenciais para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas, no qual a redução significativa desses cátions no solo pode afetar o desenvolvimento vegetal, ficando a área propensa à degradação. Em ambientes recuperados espera-se que os teores de Ca, Mg, K estejam próximos a área de vegetação nativa preservada, como contratado por Oliveira *et al.* (2021) e Oliveira Filho *et al.* (2019) em áreas do semiárido brasileiro.

Apesar do Na não ser um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, ele auxilia no crescimento e desenvolvimento vegetativo (Barbosa; Oliveira, 2022). No solo é desejado baixas concentrações de Na, uma vez que em excesso pode impulsionar a salinização. Em ambientes preservados ou sob processo de recuperação espera-se baixos teores de Na no solo. O Na compõe os cálculos da SB, CTC e V%, assim em ambientes degradados com elevada concentração de Na, o sódio pode mascarar os resultados destas variáveis químicas, como constatado por Martins *et al.* (2019). Ao avaliarem as propriedades físicas, químicas e biológicas de solos sob vegetação nativa preservada, em processo de restauração e degradada, os autores identificaram elevada concentração de Na no ambiente degradado, o gerou valores altos para SB, CTC e V% para este ambiente.

No geral, valores altos para SB, CTC e V%, indicam boa qualidade química do solo, porém quando a maior proporção destas variáveis é composta por Na, valores altos destas variáveis tornam-se indicativos de degradação (Martins *et al.*, 2019). Por esse motivo a SB, CTC e V% não devem ser considerados como indicadores unitários de qualidade do solo para uma determinada área, e sim, compor um conjunto de indicadores químicos. A CTC e V% também podem sofrer influência do teor de Al^{3+} , causando o mesmo problema relatado anteriormente.

Apesar disso, a SB, CTC e V% são eficientes indicadores de qualidade química do solo. A SB expressa o somatório das bases trocáveis do solo (Ca, Mg, K e Na), e contribuem

para determinação da CTC e V% do solo, indicando a importância deste indicador para determinação da qualidade química do solo.

A CTC representa a quantidade total de íons de cátions que o solo consegue adsorver na condição que se encontra atualmente, liberando estes íons na solução do solo para as plantas gradativamente. De modo geral, a CTC representa o reservatório de cátions do solo a longo prazo, ou seja, valores de CTC elevados, com proporções de cátions adequadas indicam elevada fertilidade do solo (Barbosa; Oliveira, 2022). Neste contexto, em ambientes preservados, em estágio elevado de recuperação ou manejo conservacionista espera-se elevados valores de SB e CTC, indicando boa qualidade do solo nestes ambientes, como constatado por Fialho *et al.* (2013) e Ferreira *et al.* (2018) no semiárido brasileiro.

A V% retrata a proporção da CTC do solo que está sendo ocupada por cátions trocáveis, no qual podem ser classificados como eutróficos ($V\% \geq 50$) e distróficos ($V\% < 50$). São considerados eutróficos solos com elevada fertilidade e distróficos os solos com baixa fertilidade (Teixeira *et al.*, 2017). Assim, em ambiente recuperado espera-se que o solo apresente características eutróficas.

A CE é adotada para avaliar a qualidade do solo, principalmente em ambientes propensos à salinização, uma vez que a CE represente a concentração de sais no solo. A região semiárida é caracterizada pela baixa precipitação e elevada evapotranspiração, o que favorece o acúmulo de sais no solo, agravado pela irrigação inadequada em cultivos agrícolas. Nestas condições a absorção de água pelas plantas é dificultada e os nutrientes essenciais para as plantas estão em desequilíbrio, afetando o estabelecimento e desenvolvimento vegetativo, tornando o ambiente suscetível a degradação (Singh, 2022; Pessoa *et al.*, 2022). Assim, solos com CE elevados indicam que a área está suscetível a degradação por salinidade, como constatado por Pessoa *et al.* (2022). Em área sob processo de restauração na região semiárida do Ceará Oliveira *et al.* (2021), constataram redução na CE do solo, atribuindo maior qualidade à área. Diante disso, a CE pode ser classificada como importante indicador de qualidade do solo.

A disponibilidade de Al^{3+} e m% expressam a acidez do solo por alumínio. A saturação por alumínio representa a proporção da CTC do solo que está sendo ocupada por alumínio trocável, já a disponibilidade de Al^{3+} representa a concentração de alumínio livre no solo (Teixeira *et al.*, 2017). Elevadas concentrações de íons de alumínio no solo inibem o crescimento radicular, limitando a absorção de água e nutrientes pelas plantas, causando a degradação dos solos. A concentração de alumínio no solo tem relação direta com o pH do solo, uma vez que solos com pH mais elevados reduzem o acúmulo de Al^{3+} no solo (Ferreira

et al., 2018). Oliveira *et al.* (2021) identificaram que a exclusão do pastoreio foi suficiente para reduzir os teores e a saturação por Al^{3+} no solo após 17 anos. Resultados semelhantes foram observados por Ferreira *et al.* (2018), atribuindo isso a maior oferta de resíduos orgânicos na área restaurada. Assim, a disponibilidade de Al^{3+} e m% são importantes indicativos de qualidade do solo.

3.6.3. Indicadores biológicos

Na avaliação dos indicadores biológicos são considerados a abundância e dinâmica da 37cossistem do solo, isso porque os microrganismos do solo atuam em processos de elevada relevância para manter a qualidade do solo e possibilitar o crescimento vegetativo, como funções relacionadas à decomposição e acúmulo de MOS e ciclagem de nutrientes. Com a degradação e restauração a composição, diversidade da comunidade microbiana e as funções realizadas por elas são alteradas (Pereira *et al.*, 2022; Araújo *et al.*, 2014), mostrando sensibilidade da 37cossistem a modificações do solo, classificando-os como eficientes indicadores de qualidade do solo. Os principais indicadores biológicos da qualidade do solo na Caatinga são a biomassa microbiana, respiração microbiana do solo, quociente metabólico e microbiano e atividade enzimática – β -glucosidade e arissulfatase (Pereira *et al.*, 2022; Araújo *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2024; Silva *et al.*, 2024; Martins *et al.*, 2019).

A biomassa microbiana representa a menor parte da MOS, porém é a mais representativa e lábil, atuando no ciclo dos nutrientes e do carbono no solo (Bargali *et al.*, 2018). Ela é estimada a partir da concentração de carbono emitida pela biomassa microbiana (C-BM) (Mendonça; Matos, 2005). Em ambientes conservados, espera-se elevada concentração da biomassa microbiana, indicando equilíbrio ecológico na área, como florestas nativas e ambientes restaurados. Em contrapartida, em ambientes degradados, espera-se menor biomassa microbiana. Estudos realizados no semiárido brasileiro confirmam esta teoria (Lima *et al.*, 2024; Martins *et al.*, 2019).

Outro indicador biológico é a respiração basal do solo ($C-CO_2$), no qual tem a finalidade de expressar a atividade microbiológica no solo. O método consiste na medição do quantitativo de carbono respirado pela microbiota do solo, de acordo com captura de $C-CO_2$ (Mendonça; Matos, 2005). De acordo com Barbosa e Oliveira (2022), a respiração basal pode ter caráter dualista, não sendo recomendado a sua utilização como indicador unitário em regiões semiáridas. Em ambiente preservado a disponibilidade de material orgânico no solo é constante, favorecendo a atividade dos microrganismos decompositores no solo, com maior respiração basal do solo, indicando equilíbrio ecológico. Em contrapartida, em ambientes com

baixo acúmulo de MOS e constante revolvimento do solo, a elevadas taxas de respiração basal, pode indicar a decomposição do material orgânico presente nos agregados do solo, significando degradação no solo (Barbosa; Oliveira, 2022).

O C-BM e a C-CO₂ do solo são parâmetros microbiológicos sensíveis às alterações no solo, no qual avaliam a atividade e velocidade dos microrganismos na degradação de compostos orgânicos presentes no solo (Rangel-Vascocelos *et al.*, 2015). Aliados a esses parâmetros podem ser determinado os quocientes metabólico (qCO₂) e microbiano (qMic) do solo para auxiliar na compreensão das atividades da biomassa microbiana do solo e na dinâmica do carbono orgânico no solo (Dadalto *et al.*, 2015; Novak *et al.*, 2018).

O qCO₂ relaciona a taxa de respiração basal do solo com o carbono da biomassa microbiana (Anderson; Domsch, 1993), assim elevados valores de qCO₂ no solo indica maior respiração da biomassa microbiana do solo em função do tempo. Isso ocorre geralmente em condições de estresse, onde os microrganismos precisam oxidar o carbono presente na sua biomassa para manutenção, ou que a área recebeu recente incorporação de resíduos orgânicos, favorecendo a atividade microbiológica. Em contrapartida, em ambientes em equilíbrio ecológico espera-se baixos qCO₂ (Alves *et al.*, 2011; Capuani *et al.*, 2012; Barbosa; Oliveira, 2022).

O qMic relaciona o carbono da biomassa microbiana com carbono orgânico total (Anderson; Domsch 1993). De acordo com Dadalto *et al.* (2015) alta percentagem de qMic indica que a matéria orgânica presente no solo está mais ativa e sujeita a decomposição mais rápida. Já Silva *et al.* (2010) relatam que alta percentagem de qMic significa que a biomassa microbiana do solo é mais eficiente na degradação de compostos orgânicos e que atuam na imobilização do carbono do solo na biomassa microbiana. Assim, maior qMic no solo pode indicar melhor qualidade do solo. Diante disso, os quocientes metabólico e microbiano podem serem considerados importantes indicadores biológicos de qualidade do solo.

A utilização da atividade enzimática como indicador de qualidade do solo na região semiárida brasileira vem ganhando foco nos últimos anos, isso porque elas são análises mais complexas, porém gera resultados mais concisos das atividades realizadas pelos microrganismos do solo (Silva *et al.*, 2024). Dentre as enzimas do solo utilizadas como indicadores, podemos destacar a β -glucosidade e arissulfatase, que atuam respetivamente no ciclo de carbono e enxofre, e são sensíveis a alterações no ambiente (Tabatabai *et al.*, 1994; Oliveira *et al.*, 2021). A maior atividade dessas enzimas no solo indica maior qualidade do solo, como constatado por Oliveira *et al.* (2021) em área de vegetação nativa preservada na região semiárida. Os autores ainda identificaram que a degradação do solo promoveu redução

na atividade destas enzimas, mas que a prática de restaurar recuperou a atividade enzimática do solo, com as atividades da β -glucosidade e arissulfatase próximas a área preservada.

A seleção dos instrumentos metodológicos é uma fase importante para a avaliação da qualidade do solo na área em processo de restauração, e selecionar metodologias (indicadores de qualidade física, química e biológica do solo, dentre outros) que melhor se adequem ao que deseja ser observado, considerando as condições climáticas da Caatinga, torna a avaliação mais eficiente e possibilita visualizar os efeitos da técnica de restauração utilizada na recuperação do solo em áreas de Caatinga (Araújo *et al.*, 2012; Barbosa; Oliveira, 2022; Ferreira *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2023).

Estudo que aborde os efeitos da técnica de nucleação com plantio de mudas na recuperação da qualidade do solo são insipientes na Caatinga. Assim, com o auxílio de indicadores físicos, químicos e biológicos como instrumentos metodológicos de avaliação, espera-se visualizar de forma individual e integrada os efeitos desta técnica de restauração sobre as propriedades do solo e recuperação da saúde do solo.

REFERÊNCIAS

- ALLAM, A.; AMINE, H. B.; KEFIFA, A.; ZOUIDI, M.; GROS, R. Effects of overgrazing on the physicochemical and biological properties of semi-arid forest soils in western Algeria. **Indian Journal of Ecology**, v.46, n.4 p.745-750, 2019.
- ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação**. In: ALMEIDA, D. S. Recuperação ambiental da Mata Atlântica Ilhéus, BA: Editus, 2016. Cap. 6, p. 48-75. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/8xvf4/pdf/almeida-9788574554402-06.pdf>. Acesso em: 13 de dez. de 2024.
- ALVES, J. O.; RODRIGUES, M. S.; RODRIGUES, R. G.; SILVA, K. A.; LIMA, A. M. N.; SOUZA, P. A.; MOREIRA, F. B. R. Vegetation cover arrangements in the recovery of degraded areas in the Brazilian semi-arid region: effect on soil chemical and physical properties. **Scientia Forestalis**, v.50, n.3909, 2022. <https://doi.org/10.18671/scifor.v50.34>.
- ALVES, T. D. S.; CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum. Agronomy, Maringá**, v. 33, n. 2, 2011. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v33i2.4841>
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific 40cossist parameter to assess the 40cossi of environmental condition, such as pH on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, n. 3, p. 393-395, 1993. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7).
- ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q.; CAMPOS, D. A. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v.27, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; MATSUMOTO, M.; FONSECA, C. R. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **J Appl Ecol**, v.57, p.2064–2074, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>.
- ARAUJO, H. F. P.; CANASSA, N. F.; MACHADO, C. C. C.; TABARELLI, M. Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Sci Rep**, v. 13, n. 18440, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>.
- ARAÚJO, A. S. F.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M.; *et al.* Soil bacterial diversity in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Antonie van Leeuwenhoek**, v.106, p.891–899, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10482-014-0258-5>.
- ARAÚJO, A. S. F.; CESARZ, S.; LEITE, L. F. C.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M. Eisenhauer, N.; Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.66, p.175-181, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.013>.

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v.5, n.1, p.187-206, 2012. <https://doi.org/10.5777/paet.v5i1.1658>.

BARBOSA, T. da C. S.; OLIVEIRA, V. P. V. de. Indicadores químicos e biológicos de qualidade do solo utilizados no monitoramento da degradação em ambientes semiáridos: análise do estado da arte / Chemical and biological soil quality indicators used in monitoring degradation in the semiarid environments na analysis the state of the art. **Brazilian Journal of Development**, v.8, n.3, p.17403–17423, 2022. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n3-126>.

BARGALI, K.; MANRAL, V.; PADALIA, K.; BARGALI, S. S.; UPADHYAY, V. P. Effect of vegetation type and season on microbial biomass carbon in Central Himalayan forest soils, India. **CATENA**, v. 171, p. 125–135, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.07.001>.

BECHARA, F. C.; TRENTIN, B. E.; ENGEL, V. L.; ESTEVAN, D. A.; TICKTIN, T. Performance and cost of applied nucleation versus high-diversity plantations for tropical forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v.491, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119088>.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; *et al.* Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodivers Conserv**, v.25, p.2021–2034, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>.

BORGES, C. K.; SANTOS, C. A. C. dos; CARNEIRO, R. G.; *et al.* Seasonal variation of surface radiation and energy balances over two contrasting areas of the seasonally dry tropical forest (Caatinga) in the Brazilian semi-arid. **Environ Monit Assess**, v.192, n.524, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08484-y>.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração, in: Martins, S.V. (Ed.), **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa UFV, p. 262–293, 2012.

CABRAL, G. A. de L.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. de A. Estrutura espacial e biomassa da parte aérea em diferentes estágios sucessionais de caatinga, em Santa Terezinha, Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 3, p. 566–574, 2013. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20130057>.

CAPUANI, S.; RIGON, J. P. G.; BELTRÃO, N. E. M.; NETO, J. F. B. Atividade microbiana em solos, influenciada por resíduos de algodão e torta de mamona. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 12, p. 1269–1274, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012001200002>.

CAVALCANTE, D. M.; FONSECA e SILVA, A. P.; de ALMEIDA, B. G.; FREIRE, F. J.; dos SILVA, T. H. S.; SILVA CAVALCANTE, F. M. S. Physical soil quality indicators for environmental assessment and agricultural potential of Oxisols under 41cossiste land uses in the Araripe Plateau, Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.209, n.104951, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104951>.

CHATURVEDI, R. K.; RAGHUBANSHI, A. S.; TOMLINSON, K. W. E.; SINGH, J. S. Impacts of human disturbance in tropical dry forests increase with soil moisture stress. **Journal of Vegetation Science**, v.28, p.997–1007, 2017. <https://doi.org/10.1111/jvs.12547>.

CHAZDON, R. L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. University of Chicago Press, Chicago, 2014.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M. S.; CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SANSEVERO, J. B. B.; MONTEIRO, L.; IRIBARREN, A.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Sci. Adv.**, v.3, p.1–7, 2017. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>.

DADALTO, J. P.; FERNANDES, H. C.; TEIXEIRA, M. M.; CECON, P. R.; MATOS, A. T. DE. Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 3, p. 506–513, 2015. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n3p506-513/2015>.

DEXTER, A. R. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density and organic matter and effects on root growth. **Geoderma**, v.20, p.201–214, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>.

DIMSON, M.; GILLESPIE, T. W. Trends in active restoration of tropical dry forest: Methods, metrics, and outcomes. **Forest Ecology and Management**, v.467, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118150>

DUTRA JÚNIOR, M. P.; MARANGON, L. C.; GONÇALVES, M. da P. M.; FELICIANO, A. L. P. Análise fitossociológica e de indicadores ecológicos em duas áreas de Caatinga com históricos diferentes de uso no Sertão Paraibano. **CIENCIA FLORESTAL**, v. 32, p. 1439-1459, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509865774>.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. De. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemismo. **Journal of Arid Environments**, v.174, e.104079, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>.

FERREIRA, M. P. S.; ARTUR, A. G.; QUEIROZ, H. M.; ROMERO, R. E.; COSTA, M. C. G. Alterações de atributos de solos submetidos ao pousio em núcleo de desertificação. **Revista Ciência Agronômica**, v.49, n.1, p.22-31, 2018. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180003>.

FIALHO, J. S.; AGUIAR, M. I. de; MAIA, L. dos S.; MAGALHÃES, R. B.; ARAÚJO, F. das C. S. de; CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, T. S. de. Soil quality, resistance and resilience in traditional agricultural and agroforestry ecosystems in Brazil's semiarid region. **African Journal of Agricultural Research**, v.8, n.40, p.5020-5031, 2013. <https://doi.org/10.5897/AJAR2013.6712>.

GERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and

gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, n. 117802, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>.

GONÇALVES, M. da P. M.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; SILVA, A. de P.; SILVA, L. B. da; LIMA NETO, E. M. de; GRUGIKI, M. A. Potential of Artificial Bird Perches for Recovery Different Areas in Brazilian Semiarid. **Journal of Experimental Agriculture International**, v.36, n.1, p.1–10, 2019.
<https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v36i130228>.

HEDĚNEC, P.; ZHENG, H.; SIQUEIRA, D. P.; LIN, Q.; PENG, Y.; SCHMIDT, I. K.; FRØSLEV, T. G.; KJØLLER, R.; ROUSK, J.; VESTERDAL, L. Tree species traits and mycorrhizal association shape soil microbial communities via litter quality and species mediated soil properties, **Forest Ecology and Management**, v. 527, n. 120608, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120608>.

HOLL, K. D.; REID, J. L.; COLE, R. J.; OVIEDO-BRENES, F.; ROSALES, J. A.; ZAHAWI, R. A. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **J Appl Ecol.**, v. 57, p. 2316–2328, 2020.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>.

HUANG, J.; JI, M.; XIE, Y; *et al.* Global semi-arid climate change over last 60 years. **Clim Dyn**, v.46, p.1131–1150, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2636-8>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Região Semiárida Brasileira**. 2014. Disponível em:
[https://www.ibge.gov.br/en/geosciences/territorial-organization/territorial-organization/19380-brazilian-semi-arid.html?edicao=19381#:~:text=Considering%20that%20area%2C%20the%20Northeast,10.5%25%20\(103%2C589.96%20km%2C%20B2\)](https://www.ibge.gov.br/en/geosciences/territorial-organization/territorial-organization/19380-brazilian-semi-arid.html?edicao=19381#:~:text=Considering%20that%20area%2C%20the%20Northeast,10.5%25%20(103%2C589.96%20km%2C%20B2)). Acesso em: 23 nov. 2023.

JAMAL, S.; JAVED, A.; KHANDAY, Y. Evaluation of Land Degradation and So-cio-Environmental Issues: A Case Study of Semi Arid Watershed in Western Rajasthan. **Journal of Environmental Protection**, v.7, p.1132-1147, 2016.
<https://doi.org/10.4236/jep.2016.78102>.

KARLEN, D.L.; STOTT, D. A framework for evaluating physical and chemical indicators. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society American, 1994. Cap.4, p.53-72. (Special Publication, 35).

KARLEN, D. L.; RICE, C. W. Soil Degradation: Will Humankind Ever Learn? **Sustainability**, v.7, n.9, p.12490-12501, 2015. <https://doi.org/10.3390/su70912490>.

KE, Q.; ZHANG, K. Interaction effects of rainfall and soil factors on runoff, erosion, and their predictions in different geographic regions. **Journal of Hydrology**, v.605, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127291>.

KRISHNA, M.P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energ. Ecol. Environ**, v.2, p.236–249, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>.

LACERDA-JÚNIOR, G. V.; NORONHA, M. F.; CABRAL, L.; DELFORNO, T. P.; SOUSA, S. T. P. de; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MELO, I. S.; OLIVEIRA, V. M. Land Use and Seasonal Effects on the Soil Microbiome of a Brazilian Dry Forest. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, n. 648, 2019. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00648>.

LIMA, A. Y. V.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, D. F. da; MOTA, J. C. A.; SILVA, F. G. M.; ARAUJO, A. S. F. de; MELO, V. M. M.; VERMA, J. P.; PEREIRA, A. P. de A. Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. **Applied Soil Ecology**, v.193, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105107>.

LIPOMA, M. L.; CABROL, D. A.; CUCHIETTI, A.; ENRICO, L.; GORNÉ, L.D.; DIAS, S. Low resilience at the early stages of recovery of the semi-arid Chaco forest – evidence from a field experimente. **J. Ecol.**, v.109, n.9, p.3246-3259, 2021. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13622>.

LIU, J.; DANG, P.; GAO, Y.; ZHU, H.; ZHU, H.; ZHAO, F.; ZHAO, Z. Effects of tree species and soil properties on the composition and diversity of the soil bacterial community following afforestation, **Forest Ecology and Management**, v. 427, p. 342-349, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.017>.

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, E. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. De. Effects of degradation on soil attributes under Caatinga in the 44cossiste semi-arid. **Rev. Árvore**, v.47, 2023. <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000002>.

MACHEROUM, A.; KADIK, L.; NEFFAR, S.; CHENCHOUNI, H. Environmental drivers of taxonomic and phylogenetic diversity patterns of plant communities in semi-arid steppe rangelands of North Africa, **Ecological Indicators**, v. 132, n. 108279, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108279>.

MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. **Biol Conserv**, v.132, n.3, p.311–321, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.023>.

MARTINS, A. F.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. P. de; PEREIRA, W. F. Physical, Chemical, and Microbiological Properties of Soil under Different Plant Covers in the Seridó Desertification Region in the Brazilian Semiarid. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.43, 2019. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180162>.

MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator potential in canopy gaps of a semideciduous Forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M.V. (Eds.). **Forest regeneration: ecology, management and economics**. New York: Nova Science Publishers, p.113 -128, 2009.

MELO, F. P. L. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) Caatinga. **Springer, Cham.**, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_14.

MENDONÇA, E. D. S.; MATOS, E. D. S. **Matéria Orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005.

MESA-SIERRA, N.; PEÑA-DOMENE, M. de la; CAMPO, J.; GIARDINA, C. P. Restoring Mexican Tropical Dry Forests: A National Review. **Sustainability**, v.14, n.7, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14073937>.

MICHAELS, T. K.; EPPINGA, M. B.; BEVER, J. D. A nucleation framework for transition between alternate states: short-circuiting barriers to ecosystem recovery. **Ecology**, v.101, n.9, e.03099, 2020. <https://doi.org/10.1002/ecy.3099>.

MONTEIRO, D. M.; KURTZ, B. C. Phytosociology of two Caatinga phytophysiognomies with different histories of anthropic disturbance. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 4, e20180045, 2020. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.004518>.

MORO, M. F.; NIC LUGHADHA, E.; ARAÚJO, F. S. de; MARTINS, F. R. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Bot. Na.**, v. 82, p. 91–148, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>.

NOVAK, E.; CARVALHO, L. A.; SANTIAGO, E. F.; BRUMATTI, A. V.; SANTOS, L. L.; SALES, L. C. Variação temporal dos atributos microbiológicos do solo sob diferentes usos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 41, n. 3, p. 603-611, 2018. <https://doi.org/10.19084/RCA17300>.

OCÓN, J. P.; IBANEZ, T.; FRANKLIN, J.; PAU, S.; KEPPEL, G.; RIVAS-TORRES, G.; SHIN, M. E.; GILLESPIE, T. W. Global tropical dry forest extent and cover: A comparative study of bioclimatic definitions using two climatic data sets. **PloS One**, v.16, n.5, 2021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252063>.

OLIVEIRA, C. C. de; MARTINS, F. R.; SOUZA, B. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; LOIOLA, M. I. B.; SOARES, A. A. Resilience and successional trends of woody vegetation in seasonally dry tropical forests. **Forestry: Na International Journal of Forest Research**, v. 96, n. 5, p. 740–753, 2023. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad010>.

OLIVEIRA, P. T. S.; GODOI, R. F. de; COLMAN, C. B.; MOTTA, J. S.; SONE, J. S.; ALMAGRO, A. Agricultural Land Degradation in Brazil. In: Pereira, P., Muñoz-Rojas, M., Bogunovic, I., Zhao, W. (eds) Impact of Agriculture on Soil Degradation I. **The Handbook of Environmental Chemistry**, v.120, 2022. https://doi.org/10.1007/698_2022_923.

OLIVEIRA, A. De F. N.; SOUSA, L. I. S. De; COSTA, V. A. S. Da; ANDRADE, J. V. T. De; LIMA, L. A. L.; SALES, P. A. F. De; SILVA, D. F. Da; PEREIRA, A. P. De A.; MELO, V. M. M. Long-term effects of grazing on the biological, chemical, and physical soil properties of the Caatinga biome. **Microbiological Research**, v.253, p. 0944-5013 2021. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126893>.

OLIVEIRA, A. C. P. de; NUNES, A.; RODRIGUES, R. G.; BRANQUINHO, C. The response of plant functional traits to aridity in a tropical dry forest. *Science of The Total Environment*, v. 747, n. 141177, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141177>.

OLIVEIRA FILHO, J. de S.; VIEIRA, J. N.; SILVA, E. M. R. da; OLIVEIRA, J. G. B. de; PEREIRA, M. G.; BRASILEIRO, F. G. Assessing the effects of 17 years of grazing exclusion in degraded semi-arid soils: Evaluation of soil fertility, nutrients pools and stoichiometry.

Journal of Arid Environments, v.166, p.1-10, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.03.006>.

PARHIZKAR, M.; SHABANPOUR, M.; MIRALLES, I.; ZEMA, D. A.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of plant species on soil quality in natural and planted areas of a forest park in northern Iran. **Science of The Total Environment**, v. 778, e. 146310, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146310>.

PAÉZ-BIRMOS, S.; VANACKER, V.; VILLACÍS, M.; MORALES, O.; CALISPA, M.; SALGADO, S.; DELMELLE, P.; MOLINA, A. Impact of vegetation species on soil pore system and soil hydraulic properties in the high Andes. **EGU General Assembly**, v. 6284, 2020. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-6284>.

PEREIRA, A. P. de A.; MENDES, L. W.; OLIVEIRA, F. A. S.; ANTUNES, J. E. L.; MELO, V. M. M.; ARAÚJO, A. S. F. Land degradation affects the microbial communities in the Brazilian Caatinga biome. **CATENA**, v.211, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105961>.

PESSOA, L. G. M.; FREIRE, M. B. G. dos S.; GREEN, C. H. M.; MIRANDA, M. F. A.; ARAÚJO FILHO, J.C. de; PESSOA, W. R. L. S. Assessment of soil salinity status under different land-use conditions in the semiarid region of Northeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v.141, 2022 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109139>.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M de M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v.157, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>.

PREVEDELLO, C. L.; **Física do solo com problemas resolvidos**. Salesward-Discovery, Curitiba, p. 446, 1996.

QIAN, J.; JI, C.; YANG, J.; ZHAO, H.; WANG, Y.; FU, L.; LIU, Q. The advantage of afforestation using native tree species to enhance soil quality in degraded forest ecosystems. **Scientific Reports**, v. 14, n. 20022, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-71162-3>.

QIANWEN, G.; ARIF, M.; ZHONGXUN, Y.; JIE, Z.; XINRUI, H.; DONGDONG, D.; FAN, Y.; CHANGXIAO, L. Plant species composition and diversity along successional gradients in arid and semi-arid regions of China, **Forest Ecology and Management**, v. 524, n. 120542, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120542>.

QUEIROZ, M. G. De; SILVA, T. G. F. Da; SOUZA, C. A. A. De; JARDIM, A. M. Da R. F.; ARAÚJO JUNIOR, G. Do N.; SOUZA, L. S. B. De; MOURA, M. S. B. De. Composition of Caatinga species under anthropic disturbance and its correlation with rainfall partitioning. **Floresta e Ambiente**, v.28, n.1, p.1-10, 2021. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2019-0044>

QUEIROZ, M. G.; SILVA, T. G. F. da; ZOLNIER, S.; SOUZA, C. A. A. de; SOUZA, L. S. B. de; STEIDLE NETO, A. J.; ARAÚJO, G. G. L. de; FERREIRA, W. P. M. Seasonal

patterns of deposition litterfall in a seasonal dry tropical forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 279, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107712>.

QUEIROZ, L. P. DE; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) Caatinga. **Springer, Cham**, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2.

RAMOS, M. B.; MACIEL, M. G. R.; CUNHA, S. S. da; SOUZA, S. M. de; PEDROSA, K. M.; SOUZA, J. J. L. L. de; GONZÁLEZ, E. J.; MEAVE, J. A.; LOPES, S. de F. The role of chronic anthropogenic disturbances in plant community assembly along a water availability gradient in Brazil's semiarid Caatinga region, **Forest Ecology and Management**, v.538, e.120980, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120980>.

RANGEL-VASCONCELOS, L.G.T.; ZARIN, D.J.; OLIVEIRA, F.A.; VASCONCELOS, S.S.; CARVALHO, C.J.R.; SANTOS, M.M.L.S. Effect of water availability on soil microbial biomass in secondary forest in eastern Amazonia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 39, n. 2, p. 377-384. 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140135>.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo: Manole, 188p., 1990.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v.24, n.2, 2014. <https://doi.org/10.5902/1980509814591>.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v.67, p.244–250, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018>.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. **Natureza e Conservação**, v.1, p.85–92, 2003.

REID, W. V.; MOONEY, H. A.; CROPPER, A.; CAPISTRANO, D.; CARPENTER, S. R.; CHOPRA, K.; DASGUPTA, P.; DIETZ, T. Ecosystems and Human Well-being. **Millennium Ecosystem Assessment**, 2005. <https://doi.org/10.1196/anais.1439.003>.

RIBEIRO, E. M. S.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; TABARELLI, M.; SOUZA, G.; LEAL, I. R. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, v.97, n.6, p.1583-92, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Territorial, 34p., 2020. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1128267>.

SAMPAIO, A. B.; RIBEIRO, K. T.; VIEIRA, D. M.; SILVA, D. C. B. da. **Guia de restauração ecológica para gestores de unidades de conservação**. 1.ed. Brasília-D: Instituto Chico Mendes, 2021. 160p. ISBN 978-65-87322-01-9. Disponível em:

https://repositorio.icmbio.gov.br/handle/cecav/1503?locale=pt_BR. Acesso em: 22 de jan. de 2025.

SANTANA, M. da S.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; JESUS, K. N. de; ALBUQUERQUE, E. R. G. M. de; *et al.* Carbon and nitrogen stocks of soils under 48 different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, e. 00205, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>.

SANTOS, C. A. G.; NASCIMENTO, T. V. M. Do; SILVA, R. M. Da. Analysis of forest cover changes and trends in the Brazilian semiarid region between 2000 and 2018. **Environ Earth Sci**, v.79, n.418, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09158-1>.

SARAIVA, M. M. T.; SILVA, L. FL. Da.; XAVIER, T. L. S.; SILVA, C. X. da. Application of soil seed bank techniques to facilitate forest restoration in the Caatinga. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 8, p. 030037, 2023. <https://doi.org/10.24221/jeap.8.1.2023.4672.030-037>.

SCHWARTZ, N. B.; MEDVIGY, D.; TIJERIN, J.; PÉREZ-AVILES, D.; RIVERA-POLANCO, D.; PEREIRA, D.; VARGAS, G. G.; WERDEN, L.; DU, D.; ARNOLD, L.; POWERS, J. S. Intra-annual variation in microclimatic conditions in relation to vegetation type and structure in two tropical dry forests undergoing secondary succession, **Forest Ecology and Management**, v. 511, n. 120132, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120132>.

SILVA, D. F.; ARAUJO, A. S. F.; LIMA, A. Y. V.; MOTA, J. C. A.; NASCIMENTO, I. V.; QUEIROZ, A. S.; MEDEIROS, E. V.; COSTA, D. P.; MELO, V. M. M.; CARDOSO, E. J. B. N.; VERMA, J. P.; SMITH, G. R.; MENDES, L. W.; PEREIRA, A. P. A. Enzymatic stoichiometry in degraded soils after two decades of restoration in a Brazilian semiarid region. **CATENA**, v.236, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107768>.

SILVA, B. F. Da; RODRIGUES, R. Z. Dos S.; HEISKANEN, J.; ABERA, T. A.; GASPARETTO, S. C.; BIASE, A. G.; *et al.* Evaluating the temporal patterns of land use and precipitation under desertification in the semi-arid region of Brazil, **Ecological Informatics**, v.77, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2023.102192>

SILVA, J. M.; COSTA, A. A. da; SOUSA, S. M. da S.; LEITE, A. P.; NONATO, E. R. L.; LEITE, J. A.; HENRIQUE, G. da S.; SILVA, M. A. C. da; SOUTO, J. S. Nucleating Techniques in Forest Restoration of a Degraded Area in a Seasonally Dry Tropical Forest, Brazil. **Journal of Experimental Agriculture International**, v.44, n.12, p.37–47, 2022. <https://doi.org/10.9734/jeai/2022/v44i122076>.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **PloS ONE**, v. 13, n. 4, e. 0196130, p. 1-14, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196130>.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (2017). The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p.03-19, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p.359-368, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13.

SILVA, G. L.; LIMA, H. V.; CAMPANHA, M. M.; GILKES, R. J.; OLIVEIRA, T. S. Soil physical quality of Luvisols under agroforestry, natural vegetation and conventional crop management systems in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma**, v.167, n.168, p.61–70, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.009>.

SILVA, R. R. D.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. D. S.; CURI, N.; ALIVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1585-1592, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500011>.

SINGH, A. Soil salinity: A global threat to sustainable development. **Soil Use and Management**, v.38, p.39–67, 2022. <https://doi.org/10.1111/sum.12772>.

SOCOLOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v.30, n.2, p.247-263, 2021. Disponível em: http://www.scielo.org/ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-73292021000200247&lng=es. Acesso em: 19 nov. 2023.

STAN, K.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Tropical Dry Forest Diversity, Climatic Response, and Resilience in a Changing Climate. **Forests**, v.10, n.5 p.443, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10050443>.

TABATABAI, M. A. 1994. Soil enzymes. P. 778–833. In R.W. Weaver *et al.* (ed.). **Methods of Soil Analysis**. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison. <https://doi.org/10.1002/047126363X.agr354>.

TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B.; SALDANHA, M. F. C.; PÉREZ, D. V. Complexo sortivo do solo. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. P.240-244. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209>.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; SANTANA, M. de O.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.73, p.197–206, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.012>.

TORRES, R. R.; LAPOLA, D. M.; GAMARRA, N. L. R. Future Climate Change in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p.383-410, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_15.

VALBRUN, W.; ANDRADE, E. M. de; ALMEIDA, A. M. M. de; ALMEIDA, E. L. de. Carbon and Nitrogen Stock Under Different Types of Land Use in a Seasonally Dry Tropical Forest. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 12, 2018. <https://doi.org/10.5539/jas.v10n12p479>.

VOGEL, H.-J.; EBERHARDT, E.; FRANKO, U.; LANG, B.; LIEß, M.; WELLER, U.; WIESMEIER, M.; WOLLSCHLÄGER, U. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. **Front. Environ. Sci.**, v.7, n.164, 2019. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164>.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Trop Conserv Sci**, v.8, n.4, p.912–939, 2015. <https://doi.org/10.1177/194008291500800404>.

YILDIZ, O.; EŞEN, D.; SARGINCI, M.; ÇETIN, B.; TOPRAK, B.; DÖNMEZ, A. H. Restoration success in afforestation sites established at different times in arid lands of Central Anatolia, **Forest Ecology and Management**, v. 503, n. 119808, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119808>.

YIRDAW, E.; TIGABU, M.; MONGE, A. Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. **Silva Fennica**, v.51, 2017. <https://doi.org/10.14214/sf.1673>.

**CAPÍTULO I – RESTAURAÇÃO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO
REGENERANTE EM ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA**

RESUMO

A Caatinga representa o maior núcleo contínuo de floresta tropical sazonalmente seca da América do Sul, com elevada diversidade de espécies florestais. Contudo, a antropização do bioma em larga escala vem afetando de forma negativa a distribuição e sobrevivência das espécies florestais. O Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, apesar de sua importância para infraestrutura hídrica do Nordeste, tem sido responsável por uma subtração significativa da Caatinga, principalmente nas margens dos canais, que distribuem água. Neste sentido, a restauração com o implemento de núcleos de mudas nativas surge como alternativa compensatória para a restauração florestal dessa Caatinga. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a técnica de nucleação com o plantio de mudas nativas pioneiras e secundárias na restauração do componente arbustivo-arbóreo regenerante em áreas degradadas de Caatinga. As áreas amostrais consistiram em núcleos de mudas com espécies pioneiras (NEP), núcleo de mudas com espécies secundárias iniciais e tardias (NES) e duas áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração, respectivamente designadas como áreas de referências (ERI e ERII). Foram avaliados indicadores ecológicos da regeneração natural dos indivíduos arbustivo-arbóreos relacionados à estrutura (parâmetros fitossociológicos, estrutura hipsométrica), composição (riqueza, diversidade e equabilidade de espécies) e funcionamento (acúmulo de biomassa da parte aérea e síndrome de dispersão). Além disso, nas áreas de nucleação, as mudas arbustivo-arbóreas plantadas foram avaliadas quanto estruturas horizontal e vertical e taxa de mortalidade. A Síndrome de Dispersão predominante nas áreas foi a autocoria, seguida por anemocoria e zoocoria, indicando que a dispersão nas áreas é realizada, principalmente, pela planta-mãe. Os ecossistemas de referência apresentaram maior desenvolvimento estrutural e composicional na camada regenerante em comparação às áreas de nucleação, evidenciando sua importância como parâmetro para o monitoramento da restauração florestal na Caatinga. O ERI apresentou os melhores resultados, seguido pelo ERII, refletindo os padrões esperados de sucessão ecológica. Apesar do desempenho superior dos ecossistemas naturais, os NES demonstraram maior potencial de aproximação a esses padrões, especialmente ao ERII, indicando que essa composição pode ser estratégica para acelerar o desenvolvimento estrutural da regeneração natural. As áreas de nucleação apresentaram papéis complementares: o NEP favoreceu a colonização inicial em mais parcelas, enquanto o NES proporcionou regeneração mais estruturada e diversificada. Esse comportamento também foi observado nas mudas implantadas, onde ambas as estratégias apresentaram taxas semelhantes de sobrevivência, mas as espécies secundárias demonstraram melhor desenvolvimento estrutural e vertical. Esses resultados indicam que a combinação de dessas técnicas de nucleação, com a integração de diferentes grupos funcionais e o uso de técnicas adequadas de implantação e proteção, pode maximizar a efetividade da restauração na Caatinga, equilibrando amplitude espacial da regeneração com qualidade ecológica e estrutural. A Caatinga é um bioma frágil e de fácil degradação, mas resiliente quando está sendo restaurado, exigindo um constante e duradouro monitoramento, principalmente quando se utiliza espécies pioneiras na restauração.

Palavras-chave: Caatinga; Regeneração Natural; Técnicas Nucleadoras; Indicadores Ecológicos.

ABSTRACT

The Caatinga represents the largest continuous nucleus of seasonally dry tropical forest in South America, with high diversity of forest species. However, the anthropization of the biome on a large scale has negatively affected the distribution and survival of forest species. The São Francisco River Integration Project with Hydrographic Basins of the Northeastern Sertão (PISF), despite its importance for water infrastructure in the Northeast, has been responsible for a significant subtraction of the Caatinga, mainly on the canal margins that distribute water. In this sense, restoration with the implementation of nuclei of native seedlings emerges as a compensatory alternative for forest restoration of this Caatinga. Thus, the objective of this study was to evaluate the nucleation technique with the planting of native pioneer and secondary seedlings in the restoration of the regenerating shrub-arboreal component in degraded Caatinga areas. The sampling areas consisted of nuclei of seedlings with pioneer species (NEP), nucleus of seedlings with early and late secondary species (NES), and two Caatinga areas in advanced and intermediate state of regeneration, respectively designated as reference areas (ERI and ERII). Ecological indicators of natural regeneration of shrub-arboreal individuals related to structure (phytosociological parameters, height structure), composition (richness, diversity and evenness of species) and function (aboveground biomass accumulation and dispersal syndrome) were evaluated. In addition, in the nucleation areas, the planted shrub-arboreal seedlings were evaluated regarding horizontal and vertical structures and mortality rate. The predominant dispersal syndrome in the areas was autochory, followed by anemochory and zoochory, indicating that dispersal in the areas is mainly carried out by the mother plant. The reference ecosystems presented greater structural and compositional development in the regenerating layer compared to nucleation areas, evidencing their importance as a parameter for monitoring forest restoration in the Caatinga. ERI presented the best results, followed by ERII, reflecting the expected patterns of ecological succession. Despite the superior performance of natural ecosystems, NES demonstrated greater potential for approaching these patterns, especially ERII, indicating that this composition can be strategic for accelerating the structural development of natural regeneration. The nucleation areas presented complementary roles: NEP favored the initial colonization in more plots, while NES provided more structured and diversified regeneration. This behavior was also observed in the implanted seedlings, where both strategies presented similar survival rates, but the secondary species demonstrated better structural and vertical development. These results indicate that the combination of these nucleation techniques, with the integration of different functional groups and the use of appropriate implementation and protection techniques, can maximize the effectiveness of restoration in the Caatinga, balancing spatial amplitude of regeneration with ecological and structural quality. The Caatinga is a fragile biome and easily degraded, but resilient when being restored, requiring constant and long-lasting monitoring, especially when pioneer species are used in restoration.

Keywords: Caatinga; Natural regeneration; Nucleation techniques; Ecological indicators.

1. INTRODUÇÃO

O bioma Caatinga representa uma grande porção do território nacional, inserido na região Nordeste e uma pequena porção no Norte de Minas Gerais (Silva *et al.*, 2017). Nela está presente o maior núcleo contínuo de floresta tropical sazonalmente seca da América do Sul, com elevada diversidade de espécies florestais (Fernandes *et al.*, 2020). Contudo, a antropização do bioma em larga escala vem afetando de forma negativa a distribuição e sobrevivência das espécies florestais (Silva; Barbosa, 2017).

A retirada de vegetação parcial ou total, a degradação dos solos e o abandono de áreas desmatadas quando atingido o esgotamento nutricional dos solos em áreas de Caatinga aliadas aos fatores ambientais (temperaturas, índice de aridez e pluviosidade) tornam estes ambientes propensos a desertificação (Ramos *et al.*, 2023). Assim, a restauração destas áreas é necessária para promover a conservação do bioma.

O Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF tem levado água para tornar intermitente muitos rios em diferentes estágios de acumulação hídrica, porém as obras civis têm causado uma subtração muito significativa das áreas de Caatinga, principalmente às margens dos canais que compõem os eixos de distribuição de água. Assim, como compensação ambiental, é necessário restaurar esses ambientes que foram degradados e monitorá-los.

A restauração pode ocorrer de forma passiva e ativa. A restauração passiva é adotada quando o grau de perturbação na área varia de leve a moderado, e a capacidade de resiliência da área não foi comprometida (Piaia *et al.*, 2020). Na restauração ativa, além da eliminação da fonte de perturbação, é necessário aplicar outros métodos de restauração que auxiliem na recuperação da resiliência desta área. Este tipo de restauração é adotado quando o grau de perturbação é elevado e o ambiente perde a capacidade de se recuperar de forma isolada, sendo necessário a intervenção humana (Bechara *et al.*, 2016).

A nucleação é um método de restauração ativa que recria micro-habitat (núcleos), distantes entre si, dentro da área perturbada, com o objetivo de acelerar a restauração florestal. Isso é possível porque os micro-habitat atuam na melhoria das qualidades ambientais nos núcleos, o que favorece a atividade microbiológica do solo, deslocamento e repouso da fauna (dispersores de sementes), estimula a regeneração natural, e a consequente expansão e conectividade dos núcleos a longo prazo (Michaels *et al.*, 2020).

Dentre as técnicas de nucleação destaca-se o plantio de mudas em núcleos espaçados na área. Nesta técnica é realizado o plantio de grupos de mudas de árvores em núcleos, distribuídas de forma espaçada na área degradada, com os objetivos de acelerar o processo de

regeneração natural, elevar a riqueza de espécies e reestabelecer as funções ecológicas no ambiente (Socolowski *et al.*, 2021).

No Brasil, a maioria dos estudos que abordam a aplicação das técnicas nucleadoras para restauração florestal se concentram nas florestas úmidas, principalmente na Amazônia. Poucos são os trabalhos que abordam o uso da nucleação na restauração de florestas secas, como na Caatinga, tendo em vista a diferença entre os dois ambientes (Gerra *et al.*, 2020). Assim, avaliar o desempenho da técnica aplicada em ambiente de Caatinga é necessário para elevar as chances de efetividade do processo de restauração neste ambiente.

A avaliação é realizada com o estabelecimento de metodologias, indicadores ecológicos e o auxílio de ecossistemas de referência (ER) para determinar se os objetivos pré-estabelecidos estão sendo atendidos e se há necessidade de intervenção, para assim elevar as chances de sucesso na restauração da área (Brancalion *et al.*, 2012).

As hipóteses desse estudo são: a. Com a avaliação de indicadores de vegetação e o auxílio de comparação de áreas de referência (ERs) é possível identificar a situação atual das áreas em processo de restauração; b. Os núcleos com plantio de mudas nativas estão contribuindo para restauração do componente arbustivo-arbóreo regenerante de Caatinga, porém depende da sucessão ecológica das espécies que estão sendo utilizadas na restauração, ou seja, a restauração das áreas com espécies pioneiras é diferente da restauração com espécies secundárias.

Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a técnica de nucleação com o plantio de mudas nativas pioneiras e secundárias na restauração do componente arbustivo-arbóreo regenerante em áreas degradadas de Caatinga.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas situadas às margens do canal do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, mais precisamente, no município de Cabrobó, PE, Brasil. O PISF é a maior obra de infraestrutura hídrica realizada no Brasil, com o intuito de disponibilizar água para população presente na região Semiárida do Nordeste brasileiro, por meio de canais hídricos (Eixos Norte e Leste). Para isso, cerca de 28 mil hectares de floresta foi desmatada legalmente, com extensões de aproximadamente 440 km nos eixos Norte e Leste (Socolowski *et al.*, 2021) (Figura 1).

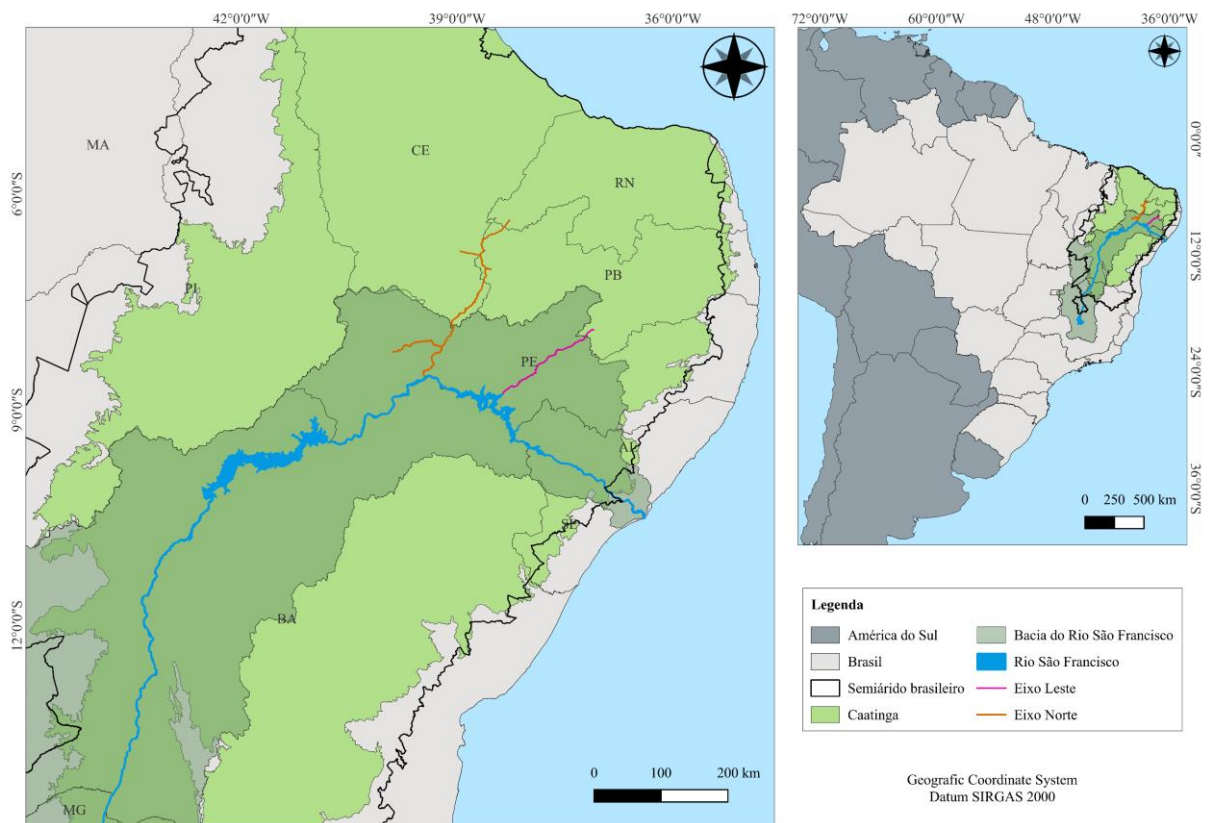


Figura 1. Localização geográfica dos Eixos Norte e Leste no Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional - PISF.

Como forma de compensação e reposição florestal, métodos de restauração florestal foram e estão sendo implantados às margens do PISF à medida que os canais são finalizados, pôr responsabilidade do Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal do Vale do São Francisco (NEMA-UNIVASF) (Socolowski *et al.*, 2021).

O método de restauração florestal utilizado nas áreas sob influência do PISF foi a nucleação com plantio de mudas em núcleos. Para isso, dois tipos de núcleos com plantio de mudas foram selecionados, um composto por pioneiras (NEP) e outro por secundárias iniciais e tardias nativas (NES) da região. Os núcleos avaliados nesse estudo já apresentavam três anos de implantação (Figura 2).



Figura 2. Áreas de nucleação com espécies pioneiras (A e B) e espécies secundárias iniciais e tardias (C e D), após três anos de plantio às margens do canal do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil.

A técnica de nucleação foi aplicada em locais altamente impactados pelo PISF que estavam localizados próximos a fragmentos florestais, com o intuito de acelerar o processo de regeneração natural, promover a conectividade entre os micro-habitat e atrair a fauna silvestre (Socolowski *et al.*, 2021).

Para isso, foram utilizados no plantio 20 espécies de plantas nativas da Caatinga, sendo seis espécies arbustivo-arbóreas pioneiras, 12 secundárias iniciais e tardias e 2 cactáceas (Tabela 1), selecionadas a partir do levantamento florístico de áreas em torno do PISF. Os critérios utilizados para seleção das espécies arbustivo-arbóreas foram origem, síndrome de dispersão, atrativo para fauna dispersora e facilidade de produção de mudas em viveiro.

Tabela 1. Famílias e espécies arbustivo-arbóreas, nome popular, formas de vida, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) utilizadas nas áreas de nucleação com espécies

pioneiras (NEP) e espécies secundárias iniciais e tardias (NES), plantadas às margens do canal do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

NEP				
Família/Espécie	Nome popular	Forma/vida	GE	SD
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	Arbórea	P	Anemocórica
Cactaceae				
<i>Xiquexique gounellei</i> (F.A.C.Weber) Lavor & Cavalcante	Xique-xique	Arbustiva	P	Zoocórica
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	Arbustiva	P	Autocórica
Fabaceae				
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	Catingueira	Arbórea	P	Autocórica
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema-preta	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
NES				
Anacardiaceae				
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Aroeira	Arbórea	ST	Anemocórica
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	Arbórea	ST	Anemocórica
Bignoniaceae				
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	Arbórea	ST	Anemocórica
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Caraibeira	Arbórea	SI	Anemocórica
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana-de-cambão	Arbórea	ST	Zoocórica
Cactaceae				
<i>Cereus jamacura</i> Dr.	Mandacaru	Arbustiva	P	Zoocórica
<i>Xiquexique gounellei</i> (F.A.C.Weber) Lavor & Cavalcante	Xique-xique	Arbustiva	P	Zoocórica
Euphorbiaceae				
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll. Arg.	Maniçoba	Arbustiva	SI	Autocórica
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico vermelho	Arbórea	SI	Autocórica
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Umburana de cheiro	Arbórea	ST	Zoocórica
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Pau-ferro	Arbórea	SI	Autocórica
Malvaceae				
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns	Embiratanha	Arbórea	ST	Anemocórica

Continua...

Tabela 1. Continuação

		NES		
Família/Espécie	Nome popular	Forma/vida	GE	SD
Rhamnaceae				
<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	Juazeiro	Arbórea	ST	Zoocórica
Sapindaceae				
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Saboneteira	Arbórea	ST	Zoocórica

P = Pioneira; SI = Secundária inicial; ST = Secundária tardia.

No Núcleo de Espécies Pioneiras (NEP) foi adotado o plantio espaçado de mudas em área total de 64 m² (8 m x 8 m) com nove indivíduos arbustivo-arbóreos e quatro indivíduos de cactos. Na distribuição das espécies no núcleo, foi implantada nas extremidades as cactáceas e uma espécie pioneira de carácter mais rústico, a *jatropha mollissima*, devido as suas característica morfofisiológicas e apresentar boa adaptabilidade a condições de elevada degradação. Na parte interna foram introduzidas as demais espécies, com a *Cnidoscolus quercifolius* estando localizada no centro do núcleo (Figura 3).

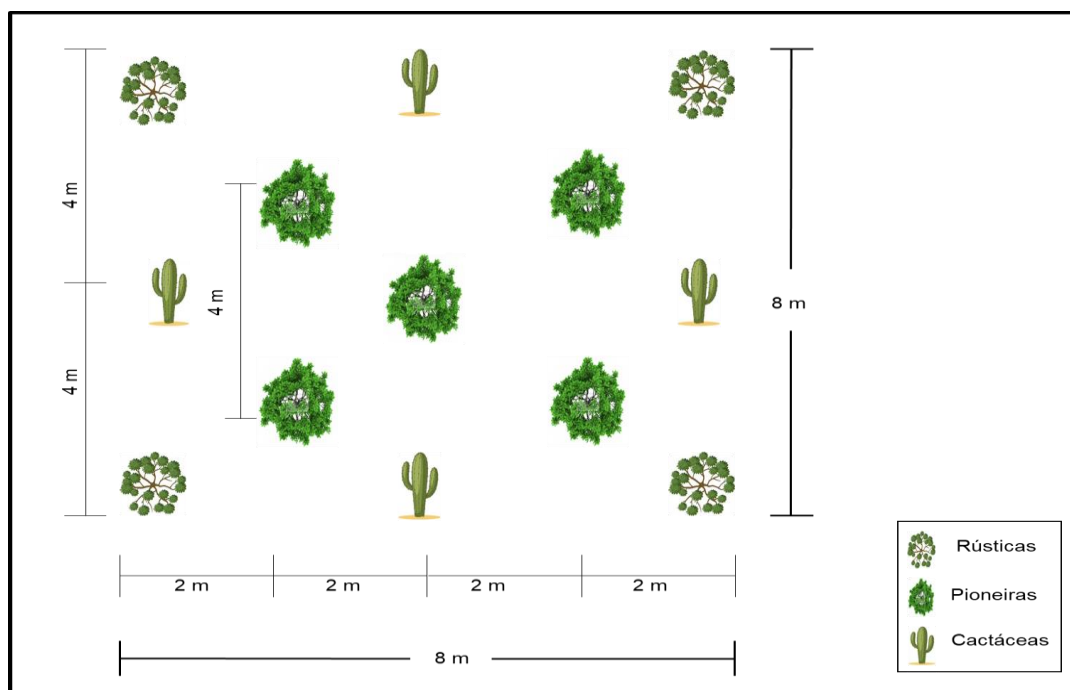


Figura 3. Detalhamento dos núcleos de espécies pioneiras (NEP) instaladas nas áreas do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. Em que: Rústicas = *jatropha mollissima*.

Em contrapartida, no Núcleo de Espécies Secundárias (NES) foi utilizado o plantio adensado de mudas em área total de 23,04 m² (4,8 m x 4,8 m) com espécies secundárias iniciais e tardias (dez indivíduos) e três indivíduos de cactos (localizados na linha central do

núcleo). Na distribuição das espécies, foram introduzidas as cactáceas na linha central do núcleo, com o *Cereus jamacura* no centro. Nas linhas externas implantadas as espécies secundárias iniciais (SI) e nas internas as secundárias tardias (ST), no qual, as ST variaram entre núcleos (Figura 4).

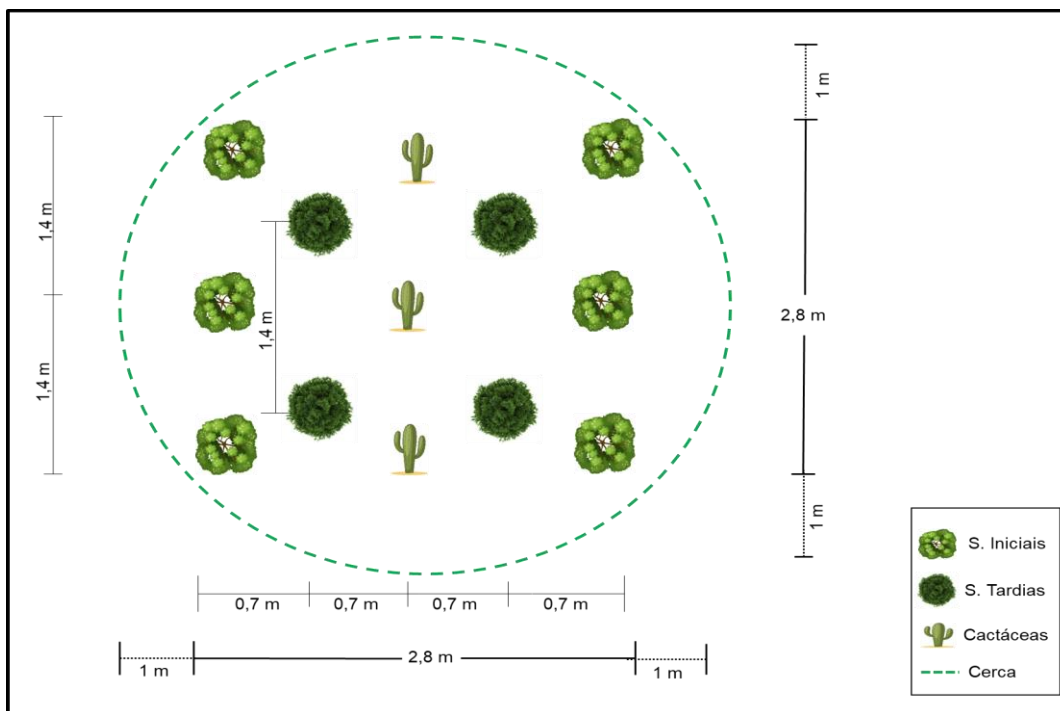


Figura 4. Detalhamento dos núcleos de espécies secundárias iniciais e tardias (NES) instaladas nas áreas do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

O plantio das mudas foi realizado em covas com dimensões de 0,4 m x 0,4 m x 0,4 m. No preparo do solo, o revolvimento do solo ocorreu em cova para os núcleos de espécies pioneiras e em área total para os núcleos de espécies secundárias, com o intuito de reduzir a compactação do solo até os 0,4 m de profundidade e aumentar a taxa de natalidade inicial das plantas. A adubação foi composta por esterco curtido (fonte principal de N, P e K) e pó de rocha - MB4, além da aplicação de hidrogel para manter a umidade inicial das plantas.

Nos NES foi realizado o cercamento em forma de coroa com galhos de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (algaroba) a 1 (um) m de altura com o intuito de suavizar o micro-habitat dentro dos núcleos e dificultar o acesso de herbívoros. Procedimento realizado fora da época de frutificação da espécie, com o intuito de não favorecer a invasão dos núcleos pela mesma. A *Prosopis juliflora* foi selecionada para esse fim devido apresentar espinhos caulinares, ser espécie exótica, muito comum na área do PISF e comumente utilizada para diversos fins na região (Socolowski *et al.*, 2021). Nos NEP não foi realizado o cercamento.

2.2. Caracterização das áreas experimentais

O estudo foi realizado às margens do canal do PISF, no eixo Norte, localizado no município de Cabrobó, PE, Brasil ($8^{\circ} 26' 52''$ S, $39^{\circ} 24' 54''$ W). As áreas amostrais consistiram de 30 núcleos de mudas com espécies pioneiras (NEP), 30 núcleos de mudas com espécies secundárias iniciais e tardias (NES) e duas áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração, respectivamente, como referências (ERI e ERII), totalizando quatro diferentes áreas amostrais (Figura 5).

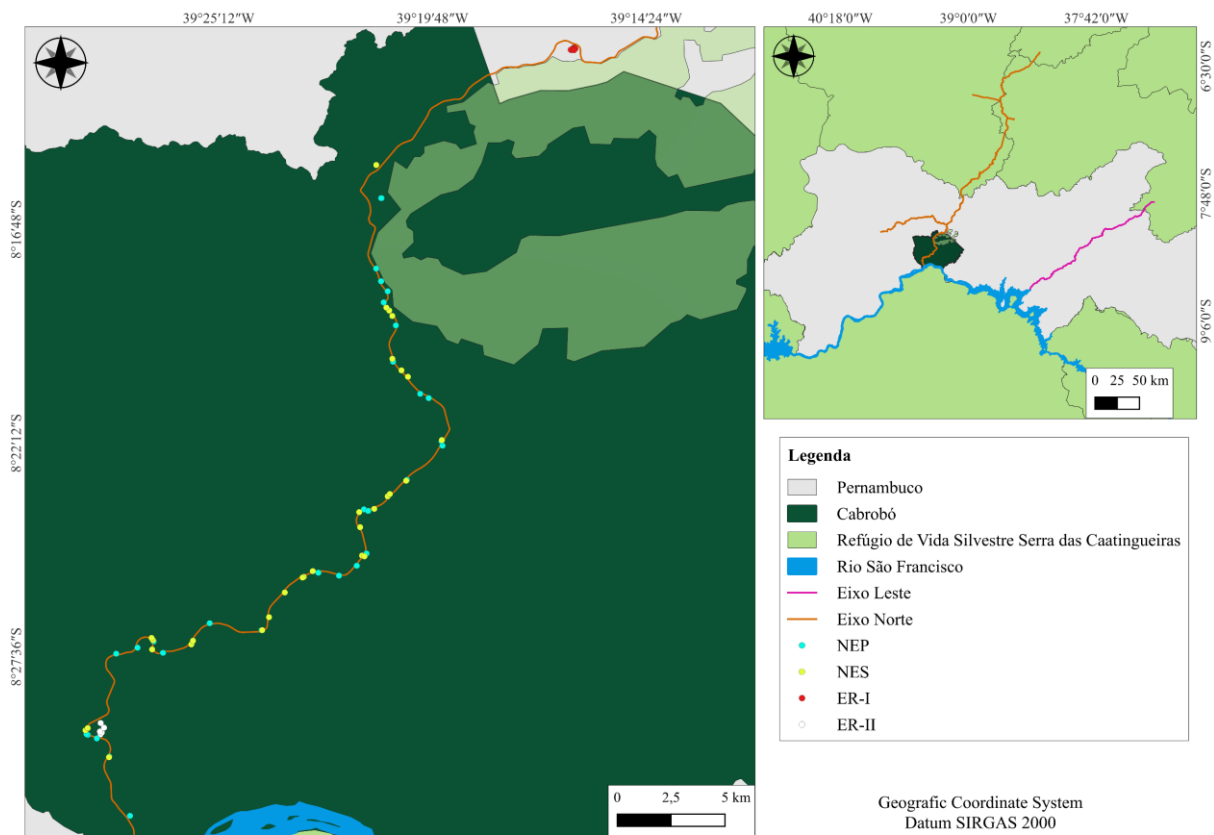


Figura 5. Localização geográfica das áreas experimentais no Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

As áreas de nucleação (NEP e NES) foram locais que sofreram influência direta do PISF, como o tráfego de máquinas pesadas, a supressão da vegetação e deposição de detritos na camada superficial do solo. Em contrapartida, as áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração (ERI e ERII) não sofreram influência direta do PISF e foram utilizadas como ecossistemas de referência para fins de comparação.

Os ERs são áreas localizadas próximas das áreas de nucleação, utilizadas para monitoramento da vegetação pelo Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental – NEMA,

selecionadas para o estudo, devido suas características, grau de conservação, localização e acessibilidade (Figuras 6 e 7). De acordo com o MapBiomas, o ERI não apresenta intervenção antrópica á 35 anos e o ERII á 16 anos, utilizados anteriormente para fins agropecuários (Tabela 2).

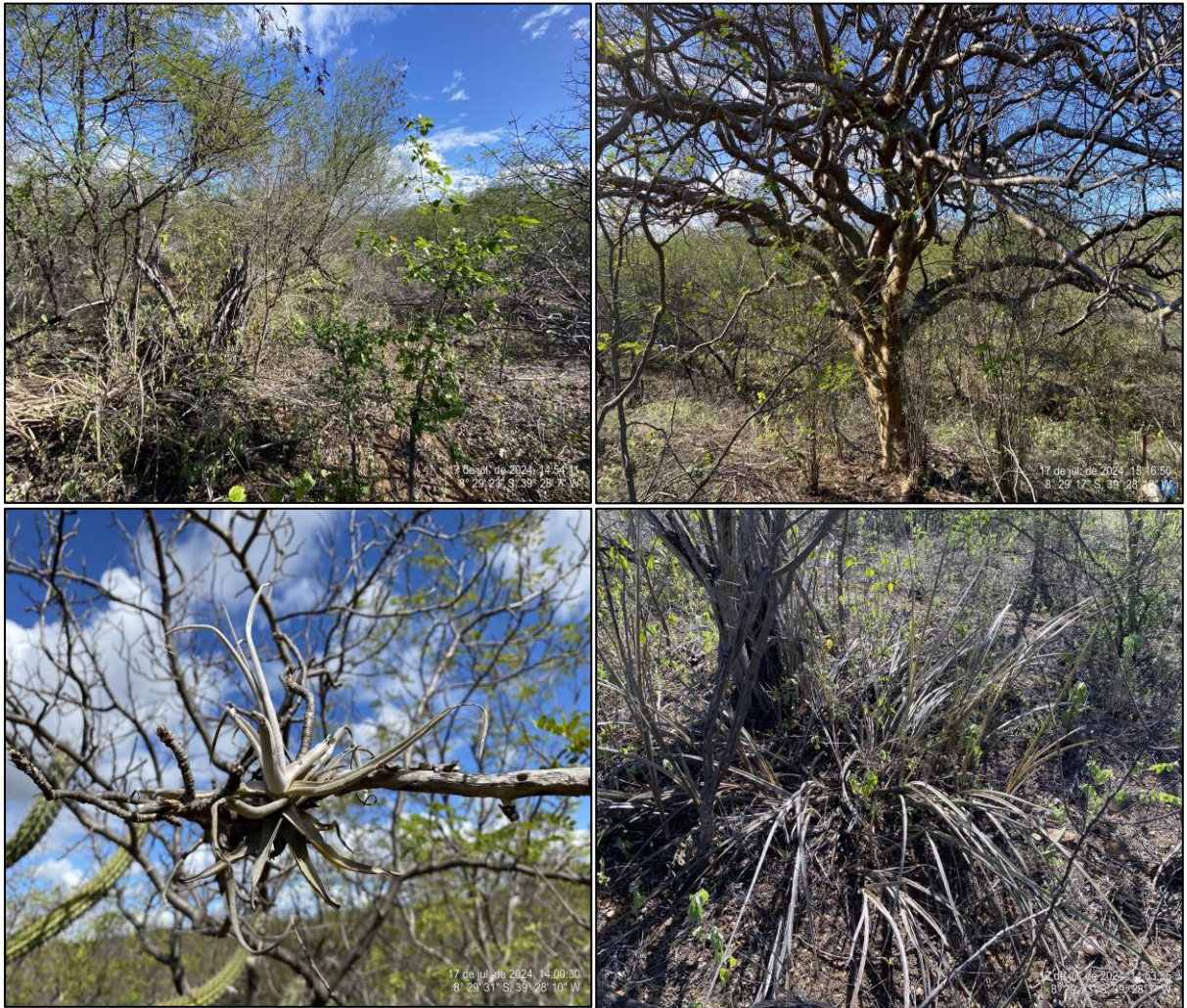


Figura 6. Ecossistema de referência em estágio avançado de regeneração natural (ERI), com aproximadamente 35 anos sem intervenção antrópica, do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Salgueiro, PE, Brasil.



Figura 7. Ecossistema de referência em estágio intermediário de regeneração natural (ERII), com aproximadamente 16 anos sem intervenção antrópica, do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

A localização, as características das áreas amostrais e as informações florísticas e estruturais dos indivíduos arbustivo-arbóreos adultos do ERs são apresentados na tabela 2.

A fitofisionomia da região é classificada como Savana-estépica arborizada. Esta fitofisionomia apresenta camada vegetal superior arbustivo-arbórea espaçada e inferior gramínea lenhosa, com presença de cactáceas. A comunidade arbórea é caracterizada por apresentar modificações nas suas estruturas morfológicas para se adaptarem as condições de estresse, como caducifolia no período de estiagem, ramificação do caule e a produção de espinhos e/ou acúleos na sua estrutura externa (folhas, caule e galhos), como mecanismo de defesa à herbivoria (IBGE, 2012).

Tabela 2. Localização, informações do componente arbustivo-arbóreo adulto e características das áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF

Característica	ERI	ERII	NEP	NES
Localização	Salgueiro, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil
Área (ha)	0,05	0,05	0,192	0,069
Clima	Bhs	Bhs	Bhs	Bhs
Precipitação (mm)	555,1	555,1	555,1	555,1
Temperatura (°C)	24,6	24,6	24,6	24,6
Índice de aridez	0,31	0,31	0,31	0,31
Bioma	Caatinga	Caatinga	Caatinga	Caatinga
Domínio	FTSS	FTSS	FTSS	FTSS
Fitofisionomia	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada
Tempo	35	16	3	3
NE	7	11	6	12
H'	1,310	1,498	-	-
C	0,368	0,324	-	-
E	0,890	0,999	-	-
DA (ind ha ⁻¹)	2.500	1.720	-	-
h média (m)	3,36	3,44	-	-
DAP médio (cm)	5,63	6,49	-	-
DAB médio (cm)	7,46	7,99	-	-

Em que: FTSS = Floresta Tropical Sazonalmente Seca; NE = Número de espécies arbustivo-arbórea; H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaver; C = Índice de dominância de Simpson; E = Índice de equabilidade de Pielou; h média = altura média; DAP médio = Diâmetro médio a altura do peito; DAB médio = Diâmetro médio a altura da base.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Bhs, temperatura média anual de 24,6 °C e a pluviosidade aproximada de 555,1 mm ano⁻¹, concentrada entre os meses de dezembro e abril (Alvares *et al.*, 2013). O índice de aridez é de 0,31, o que caracteriza o clima como semiárido (Carvalho *et al.*, 2022).

De acordo com a INMET, durante o período de coleta de dados, a precipitação pluvial foi de 492 mm, com temperaturas mínima de 27 °C e máxima de 28 °C (Figura 8).

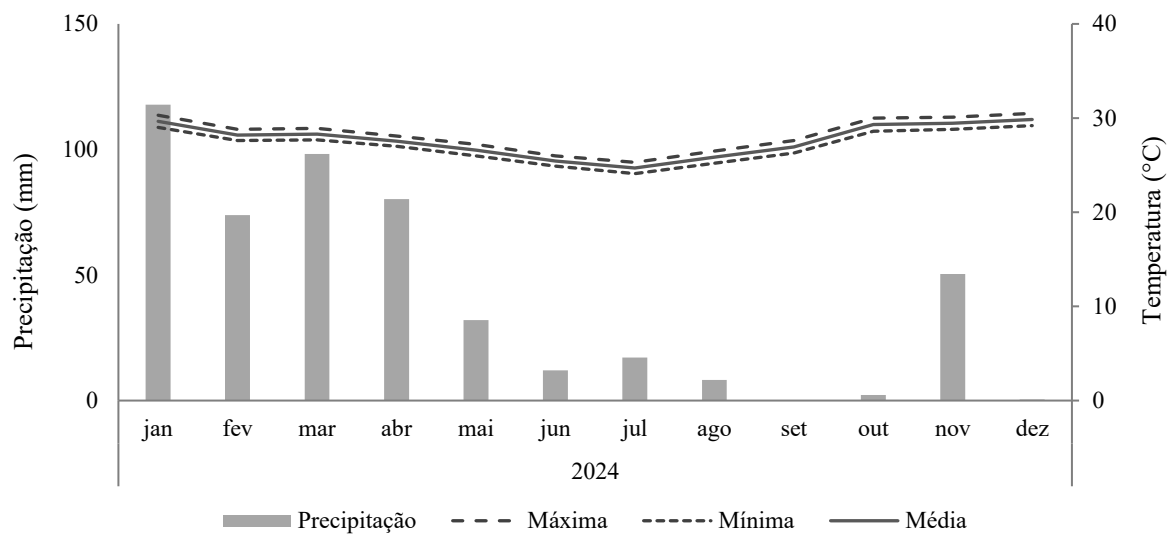


Figura 8. Precipitação pluviométrica (mm) e temperaturas mensais na região experimental para o período de 2024. Fonte: Dados obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

Os tipos de solos predominantes na área são Luvissoilo Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico e Planossolo Háplico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (Santos *et al.*, 2025) (Figura 9).

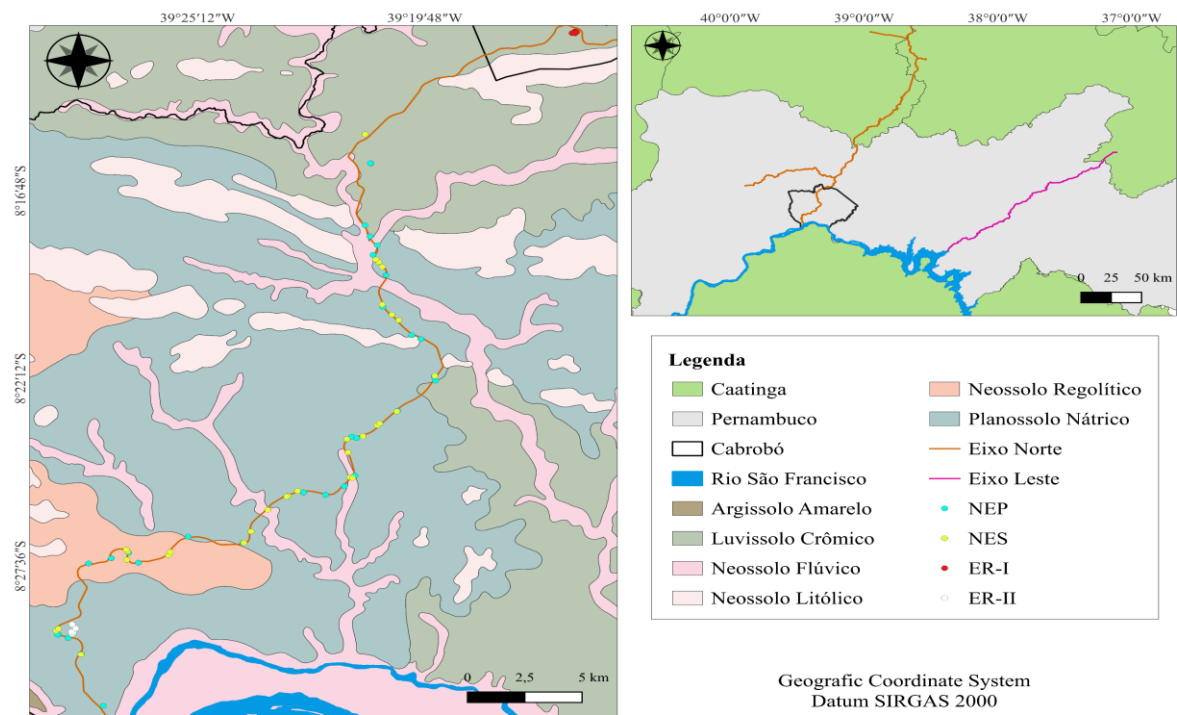


Figura 9. Mapa dos tipos de solos identificados nas áreas experimentais ao longo do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

2.3. Amostragem e coleta de dados

Foram avaliados indicadores ecológicos da regeneração natural dos indivíduos arbustivo-arbóreos relacionados à estrutura (parâmetros fitossociológicos, altura média, diâmetro médio à altura da base e distribuição hipsométrica), composição (riqueza, diversidade e equabilidade de espécies) e funcionamento (acúmulo de biomassa da parte aérea e síndrome de dispersão), determinados em todas as áreas amostrais, com o intuito de verificar as condições atuais nas áreas. Além disso, nas áreas de nucleação as mudas arbustivo-arbóreas plantadas foram avaliadas quanto à altura média, diâmetro médio à altura da base, densidade de indivíduos, distribuição hipsométrica e taxa de mortalidade, indicadores ecológicos relacionados a estrutura e funcionamento, respectivamente, com o objetivo de avaliar as condições atuais dos indivíduos plantados. Para isso, as coletas foram realizadas no período úmido (julho/2024).

Assim, nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e secundárias cada núcleo foi considerado uma parcela, neste sentido, foram utilizadas 30 parcelas de NEP com dimensões 8,0 m x 8,0 m (64 m²) e 30 parcelas de NES de dimensões 4,8 m x 4,8 m (23,04 m²). Os critérios de inclusão dos núcleos para amostragem foram: sobrevivência $\geq 70\%$ das mudas plantadas e mínimo de cinco espécies por núcleo.

Nos ERI e ERII a coleta de dados ocorreram em 5 parcelas permanentes de 10 m x 10 m (100 m²), equidistantes 20 m entre si, para cada condição.

2.3.1. Fitossociologia e levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo adulto

A avaliação da composição florística e fitossociológica foi realizada devido a estrutura da vegetação ser um eficiente indicador do grau de conservação de um ecossistema (Queiroz *et al.*, 2021; Jesus *et al.*, 2022). Assim, nos ecossistemas de referência foram mensuradas a circunferência a altura da base (CAB) e a altura de todos os indivíduos do componente arbustivo-arbóreo regenerante em todas as áreas amostrais, considerando indivíduos regenerantes todo componente arbustivo-arbóreo (vivo ou morto) com circunferência a 1,30 m de altura do solo $CAP < 6$ cm.

Em contrapartida, nas áreas de nucleação todos os indivíduos do componente arbustivo-arbóreo (indivíduos plantados e regenerantes), com altura mínima de 10 cm, foram mensurados quanto a altura e a CAB, quando existente, em todas as áreas amostrais. Neste caso, foram considerados indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes todos os indivíduos que não foram plantados.

A altura foi estimada com auxílio de uma vara graduada e o CAB e CAP com auxílio de fita métrica. A medição do CAP foi realizada ao nível de 1,30 m do solo e o CAB a 30 cm do nível do solo. Todos os indivíduos foram identificados em campo quanto ao nome popular de acordo com as características dendrológicas. Após tabulação dos dados, os indivíduos foram classificados quanto ao nome científico, família, gênero, grupo ecológico e demais informações, com o auxílio da Flora do Brasil, 2020 e do sistema de classificação do APG IV (2016).

2.4. Análise dos dados

Para avaliar a ocorrência de regeneração natural entre os diferentes tratamentos (ERI, ERIL, NEP e NES), foi construída uma tabela de contingência considerando a frequência de parcelas com e sem regeneração natural em cada tipo de área.

A presença ou ausência de regeneração natural foi tratada como uma variável binária, e as diferenças entre os tratamentos foram inicialmente avaliadas por meio do teste de Qui-quadrado de Pearson, visando identificar a associação entre o tipo de tratamento e a ocorrência de regeneração. No entanto, devido ao fato de que 50% das células da tabela de contingência apresentaram frequências esperadas inferiores ou igual a 5 – o que infringe os pressupostos desse teste – também foi aplicado o teste exato de Fisher, mais apropriado para tabelas com pequenas frequências amostrais.

Adicionalmente, foi utilizada a estatística da razão de verossimilhança (Likelihood Ratio Chi-Square) como alternativa mais robusta ao teste de Pearson, e foram calculadas medidas de associação para tabelas de contingência, incluindo o coeficiente de contingência, o coeficiente de Phi e o Cramér's V, a fim de quantificar a força da associação entre os tratamentos e a regeneração natural.

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software SAS (*Statistical Analysis System*), utilizando-se nível de significância de 5% ($p > 0,05$).

Neste sentido, quando o objetivo foi avaliar o volume/quantidade de regeneração natural por área, como um indicador de sucesso ecológico ou funcional, foram considerados todas as parcelas em todas as áreas, inclusive as sem regeneração natural (atribuído valor 0,00 nestas parcelas), isso porque a ausência de regenerantes é uma informação relevante sobre o desempenho do tratamento. As variáveis analisadas nestas condições foram: Parâmetros fitossociológicos e biomassa aérea nos diferentes compartimentos.

Em contrapartida, quando o objetivo foi avaliar atributos estruturais e composicionais dos indivíduos da camada regenerante, foram excluídas as parcelas sem regeneração natural

(não atribuído valor 0,00), mas especificamente para as áreas de nucleação (NEP e NES), e trabalhadas apenas as parcelas com regeneração natural presente, pois atribuir zero as parcelas sem regeneração para este caso poderia gerar dados inválidos e inconsistente, comprometendo os resultados. As variáveis analisadas nestas condições foram: diversidade, riqueza e equabilidade de espécies, síndrome de dispersão, altura média, DAB médio dos indivíduos regenerantes e distribuição hipsométrica.

Para avaliação da vitalidade das mudas, as variáveis foram determinadas considerando todas as parcelas das áreas de nucleação (NEP = 30; NES = 30).

Após tabulação dos dados, os valores de CAB foram convertidos em diâmetro a altura da base (DAB), em seguida calculado o diâmetro equivalente para indivíduos que apresentavam mais de uma bifurcação, de acordo com as Equações 1 e 2.

$$DAB = \frac{CAB}{\pi} \quad (1)$$

$$DEq = \sqrt{\sum DAB^2} \quad (2)$$

Em que: DAB = diâmetro com casca medido a 30 cm do solo; DEq = diâmetro equivalente a 0,30m do solo, em cm.

Os dados de diversidade, riqueza e equabilidade de espécies, biomassa aérea de folhas, fuste e total, densidade absoluta e altura e DAB médios dos indivíduos regenerantes foram analisados quanto a normalidade e homocedasticidade ao nível de 5% de significância pelos testes de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965) e Levene (Brown; Forsythe, 1974). Quando as premissas não foram atendidas, os dados foram transformados (ln+1 e raiz cúbica) para posteriores análises estatísticas, com auxílio do software Microsoft Office Excel 2010 e programa estatístico SAS.

Posteriormente, os dados dos indivíduos foram submetidos a análise de variância (ANOVA) ao nível de 5% de significância e teste de Tukey, quando significativo, para comparação das médias. Os parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal (frequência absoluta, frequência relativa, densidade absoluta, densidade relativa, dominância absoluta, dominância relativa, valor de importância e valor de cobertura) das espécies regenerantes foram estimados de acordo com a metodologia proposta por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), com auxílio do software Microsoft Office Excel 2010, segundo as Equações 3 a 10.

- Frequências Absoluta e Relativa:

$$FA_i = \frac{U_i}{U_T} \times 100 \quad (3)$$

$$FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^S FA_i} \times 100 \quad (4)$$

Em que: FA_i = frequência absoluta da i -ésima espécie; FR_i = frequência relativa da i -ésima espécie em percentagem; U_i = número de unidades amostrais com a ocorrência da i -ésima espécie; U_T = número total de unidades amostradas; S = número de espécies amostradas.

- Densidade Absoluta e Relativa:

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad (5)$$

$$DR_i = \frac{DA_i}{\sum_{i=1}^S DA_i} \times 100 \quad (6)$$

Em que: DA_i = densidade absoluta da i -ésima espécie, em número de indivíduos por hectare; DR_i = densidade relativa (%) da i -ésima espécie; n_i = número de indivíduos (fustes) da i -ésima espécie; A = área total amostrada, em hectare; S = número de espécies amostradas.

- Dominância Absoluta e Relativa:

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A} \quad (7)$$

$$DoR_i = \frac{DoA_i}{\sum_{i=1}^S DoA_i} \times 100 \quad (8)$$

Em que: DoA_i = dominância absoluta da i -ésima espécie, em m^2/ha ; DoR_i = dominância relativa (%) da i -ésima espécie; AB_i = área basal da i -ésima espécie, em m^2 , na área amostrada; A = área amostrada, em hectare; S = número de espécies amostradas.

- Valor de Importância:

$$VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i \quad (9)$$

Em que: VI_i = valor de importância da i -ésima espécie, expresso em %; DR_i = densidade relativa da i -ésima espécie, expresso em %; DoR_i = Dominância Relativa da i -ésima espécie, expresso em %; FR_i = Frequência Relativa da i -ésima espécie.

- Valor de cobertura:

$$VC_i = DR_i + DoR_i \quad (10)$$

Em que: VC_i = valor de cobertura da *i*-ésima espécie, expresso em %; DR_i = densidade relativa da *i*-ésima espécie, expresso em %; DoR_i = Dominância Relativa da *i*-ésima espécie, expresso em %.

Para distribuição hipsométrica da regeneração natural foram distribuídos os indivíduos em cinco classes de altura, com a primeira classe com intervalo de 0,4 m e as demais classe com intervalo de 1 m para melhor avaliação dos indivíduos regenerantes, sendo Classe 1 destinada a indivíduos com altura de $0,10 \text{ m} \leq H \leq 0,50 \text{ m}$; Classe 2 indivíduos com altura de $0,50 \text{ m} < H \leq 1,5 \text{ m}$; Classe 3 indivíduos com altura de $1,5 \text{ m} < H \leq 2,5 \text{ m}$; Classe 4 indivíduos com altura $2,5 \text{ m} < H \leq 3,5 \text{ m}$; e Classe 5 indivíduos com altura $H > 3,5 \text{ m}$. Posteriormente, foram estimados os valores de classes absolutas e relativa de tamanho e a regeneração natural relativa dos indivíduos regenerantes por espécie, de acordo com as equações de Finol (1971).

$$CAT_i = \sum_{j=1}^j n_{ij} \left(\frac{N_j}{N} \right) \quad (11)$$

$$CRT_i = \left(\frac{CAT_i}{\sum_{i=1}^s CAT_i} \right) \times 100 \quad (12)$$

$$RNR_i = \frac{DR_i + FRI + CRT_i}{3} \quad (13)$$

Em que: CAT_i = classe absoluta de tamanho da regeneração da *i*-ésima espécie; CRT_i = classe relativa de tamanho da regeneração da *i*-ésima espécie; n_{ij} = número de indivíduos da *i*-ésima espécie na *j*-ésima classe de tamanho; N_j = número total de indivíduos na *j*-ésima classe de tamanho; N = número total de indivíduos da regeneração natural em todas as classes de tamanho; j = número de espécies amostradas; $i = 1, 2, \dots, p$; s = número de classes de tamanho; RNR_i = regeneração natural relativa da *i*-ésima espécie; FRI = frequência relativa da regeneração natural da *i*-ésima espécie; DR_i = densidade relativa da regeneração natural da *i*-ésima espécie.

Com relação a distribuição hipsométrica dos indivíduos plantados, foram considerados quatro classes de altura, com intervalos de 1,0 m entre classes, sendo a Classe 1 destinada a indivíduos com altura de $0,15 \text{ m} \leq H \leq 1,0 \text{ m}$; Classe 2 indivíduos com altura de $1,0 \text{ m} < H \leq 2,0 \text{ m}$; Classe 3 indivíduos com altura de $2,0 \text{ m} < H \leq 3,0 \text{ m}$; Classe 4 indivíduos com altura de $3,0 \text{ m} < H \leq 4,0 \text{ m}$.

Para estimar a riqueza, diversidade e equabilidade de espécies regenerantes nas áreas amostrais foram calculados os índices de diversidade de Shanonn e Weaner (H'), dominância de Simpson (C') e equabilidade de Pielou (J'), de acordo com as equações abaixo. Em seguida, submetidas a análise de variância (ANOVA) ao nível de 5% de significância e teste de Tukey, quando significativo, para comparação das médias.

- Índice de diversidade de Shanonn e Weaner (H'):

A diversidade florística foi calculada de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), segundo a equação:

$$H = \frac{[N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \cdot \ln(n_i)]}{N} \quad (14)$$

Em que: H = índice de diversidade de Shannon-Wiener; n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos amostrados; S = número de espécies amostradas; $\ln$ = Logaritmo de base neperiana (e).

- Índice dominância de Simpson (C):

Os valores deste índice variam de 0 a 1, em que quanto mais próximos de zero maior diversidade de espécies e menor a dominância por uma ou poucas espécies no povoamento (Souza; Soares, 2013).

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \quad (15)$$

Em que: C = Índice de dominância de Simpson; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos amostrados; S = número total de espécies amostradas.

- Índice equabilidade de Pielou (E):

Os valores do índice de equabilidade de Pielou variam de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1 maior a similaridade das espécies e quanto mais próximo de 0 menor a similaridade das espécies (Pielou, 1977; Brower; Zar, 1984).

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} \quad (16)$$

Em que: E = índice de equabilidade de Pielou; H' = índice estimado de Shannon-Wiener; H_{max} = ln (S) (diversidade máxima); S = número de espécies amostradas (riqueza).

A biomassa de folha, fuste e parte aérea total foram estimadas para todos os indivíduos regenerantes nas quatro áreas amostrais em todas as parcelas. Para isso, foi aplicado as equações propostas por Silva e Sampaio (2008), com alguns ajustes, para estimar a biomassa dos compartimentos aéreos por planta para cada espécie, utilizando as medidas de DAB em cm (Tabela 3), e a parte aérea total estimada a partir do somatório dos compartimentos folhas e fuste por planta para cada espécie. A determinação das espécies em maior e menor porte seguiu a recomendação proposta pelos autores citados acima.

Tabela 3. Equações utilizadas para estimar a biomassa de folhas e fuste por planta nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil

Compartimentos	Espécies de Menor Porte	Espécies de Maior Porte
Folhas	$\hat{B} = 0,190 \times DAB^{2,0515}$	$\hat{B} = 0,0681 \times DAB^{1,5829}$
Fuste (CAB < 1,0 cm)	$\hat{B} = 0,0399 \times DAB^{1,7616}$	$\hat{B} = 0,0857 \times DAB^{1,5864}$
Fuste (1,1 ≤ CAB ≤ 5,0 cm)	$\hat{B} = 0,5737 \times DAB^{1,6847}$	$\hat{B} = 0,2255 \times DAB^{1,7212}$
Fuste (5,0 > CAB ≤ 10,0 cm)	$\hat{B} = 0,1331 \times DAB^{1,5784}$	$\hat{B} = 0,1497 \times DAB^{1,7876}$
Fuste (CAB > 10,0 cm)	$\hat{B} = 0,0082 \times DAB^{2,8151}$	$\hat{B} = 0,0064 \times DAB^{3,1733}$

Para obtenção da estimativa de biomassa de folhas, fuste e parte aérea total de cada espécie por hectare foi utilizada a equação proposta por Silva (2020). Posteriormente, essas biomassas foram submetidas a ANOVA ao nível de 5% de significância. Quando significativo, a biomassa dos compartimentos dos indivíduos regenerantes em todas as áreas amostrais foi submetida ao teste de Tukey (p < 0,05) para comparação das médias.

$$Ba = B \times DA \quad (17)$$

Em que: Ba = Biomassa por área, expressa em kg ha⁻¹; B = Biomassa média por indivíduo das espécies, expressa em ind ha⁻¹; DA = Densidade absoluta das espécies, expressa em ind. ha⁻¹.

Todas as espécies identificadas nas áreas amostrais foram classificadas quanto a síndrome de dispersão dos seus diásporos, em anemocóricas (dispersão realizada pelo vento), autocóricas (dispersão realizada pela própria espécie através de mecanismos adaptativos) e zoocóricas (dispersão realizada pelos animais).

As áreas de nucleação (NEP e NES) foram avaliados quanto a taxa de mortalidade por indivíduos e espécies, devido ser um indicador eficiente no monitoramento da restauração florestal no período de pós-implantação das mudas (1 a 3 anos pós-implantação), segundo Brancalion *et al.* (2012). Para isso, foram contabilizados todos os indivíduos implantados nos NEP e NES, junto ao NEMA (órgão responsável pela implantação dos núcleos), e identificados no atual levantamento todos os indivíduos mortos. Para calcular a taxa de mortalidade foi utilizada a Equação 18.

$$TM = \left(\frac{N_m}{N_0} \right) \times 100 \quad (18)$$

Em que: TM = Taxa de mortalidade em %; N_m = Número de indivíduos mortos por hectare; N_0 = Número inicial de mudas plantadas por hectare.

Os dados da taxa de mortalidade por indivíduo e espécie, densidade absoluta, altura e DAB médios dos indivíduos plantados foram analisados quanto a normalidade e homocedasticidade ao nível de 5% de significância pelos testes de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965) e Levene (Brown; Forsythe, 1974). Quando as premissas não foram atendidas, os dados foram transformados (ln+1 e raiz cúbica) para posteriores análises estatísticas, com auxílio do software Microsoft Office Excel 2010 e programa estatístico SAS.

Posteriormente, os dados dos foram submetidos a análise de variância (ANOVA) ao nível de 5% de significância e teste de t-Student, quando significativo, para comparação das médias.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Regeneração Natural

3.1.1. Ocorrência de regeneração natural entre tratamentos de restauração

A avaliação da regeneração natural nas áreas submetidas a diferentes tratamentos revelou variações significativas quanto à presença de indivíduos regenerantes na camada regenerante. Nos ecossistemas de referência, tanto no estágio intermediário de regeneração

natural (ERII) quanto no estágio avançado (ERI), todas as parcelas ($n = 5$ por tratamento) apresentaram regeneração natural, totalizando 100% de ocorrência nesses ambientes (Tabela 4).

Tabela 4. Proporção de parcelas com regeneração natural por área do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

Área	COM regeneração	SEM regeneração	Total	Regeneração Natural %
ERI	5	0	5	100
ERII	5	0	5	100
NEP	22	8	30	73,3
NES	14	16	30	46,7

ERI = Área de referência em avançado de regeneração; ERII = Área de referência em estado intermediário de regeneração; NEP = Núcleo de espécies pioneiras; e NES = Núcleo de espécies secundárias.

Nos núcleos de vegetação implantados há três anos, foi identificada regeneração natural em 73,3% das parcelas do núcleo composto por espécies pioneiras (NEP), correspondendo a 22 das 30 parcelas avaliadas. Por outro lado, o núcleo formado por espécies secundárias (NES) apresentou regeneração em apenas 46,7% das parcelas (14 de 30), indicando um desempenho inferior em termos de recrutamento natural de plantas.

A análise estatística utilizando o teste de Qui-quadrado de Pearson evidenciou diferença significativa entre os tratamentos quanto à ocorrência de regeneração natural ($\chi^2 = 10,82$; gl = 3; $p = 0,0127$). No entanto, considerando que 50% das células da tabela de contingência apresentaram frequências esperadas inferiores a 5, esse teste pode ter sua validade comprometida. Para contornar essa limitação, foi empregado o teste exato de Fisher, o qual confirmou a existência de diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos ($p = 0,0123$). A estatística da razão de verossimilhança (Likelihood Ratio Chi-Square) também corroborou essa diferença ($\chi^2 = 13,76$; $p = 0,0033$), reforçando a robustez dos resultados. As medidas de associação indicaram uma relação de magnitude moderada entre os tratamentos e a ocorrência de regeneração natural (Cramér's V = 0,3932).

Os dados sugerem que, mesmo após três anos da implantação dos núcleos, o uso de espécies pioneiras pode ter contribuído para a criação de condições mais favoráveis à regeneração natural em comparação às áreas com implantação de espécies secundárias. No entanto, é importante destacar que ambos os tipos de núcleos apresentaram níveis de regeneração inferiores aos observados nos ecossistemas de referência, ressaltando a relevância

do tempo de regeneração e da composição florística no restabelecimento dos processos ecológicos e na reestruturação da comunidade vegetal regenerante.

3.1.2. Composição florística

Em todas as áreas amostrais foram identificadas um total de 551 indivíduos regenerantes, pertencentes a 11 famílias e 24 espécies. A Euphorbiaceae e Fabaceae foram as famílias que predominaram, identificadas em todas as áreas amostrais. De acordo com Fernandes *et al.* (2020), são as famílias mais ricas em espécies da Caatinga. As famílias Malvaceae e Apocynaceae foram detectadas em duas áreas amostrais, ERI e NEP, e ERI e NES, respectivamente. As demais famílias foram detectadas em apenas uma área amostral, constando de uma espécie por família (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Tabela 5. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) na área de referência em estágio avançado de regeneração natural (ERI) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

Família/Espécie	Nome popular	Forma/vida	GE	SD
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	Arbórea	P	Anemocórica
Cordiaceae				
<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	Pau-branco	Arbórea	SI	Zoocórica
<i>Varronia globosa</i> Jack.	-	Arbustiva	P	Zoocórica
Euphorbiaceae				
<i>Cnidocolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
<i>Croton heliotropifolius</i> Kunth.	Quebra-faca	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll. Arg.	Maniçoba	Arbustiva	SI	Autocórica
<i>Sebastiania brevifolia</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg	-	Arbustiva	P	Autocórica
Fabaceae				
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	Catingueira	Arbórea	P	Autocórica
<i>Piptadenia retusa</i> (Benth.) Benth.	Unha-de-gato	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
Malvaceae				
<i>Melochia tomentosa</i> L.	Candieiro	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns	Embiratanha	Arbórea	ST	Anemocórica
Rubiaceae				
<i>Cordia</i> Sp.	-	Arbusto	SI	Zoocórica

P = Pioneira; SI = Secundária inicial; ST = Secundária tardia.

Tabela 6. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) na área de referência em estágio intermediário de regeneração natural (ERII) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil

Família/Espécie	Nome popular	Forma/vida	GE	SD
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana-de-cambão	Arbórea	ST	Zoocórica
Capparaceae				
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Feijão-bravo	Arbustiva	SI	Zoocórica
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth.	Quebra-faca	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll. Arg.	Maniçoba	Arbustiva	SI	Autocórica
<i>Sebastiania brevifolia</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg	-	Arbustiva	P	Autocórica
Fabaceae				
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	Catingueira	Arbórea	P	Autocórica
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema-de-embira	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema-preta	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
Rhamnaceae				
<i>Sarcophagus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	Juazeiro	Arbórea	ST	Zoocórica

P = Pioneira; SI = Secundária inicial; ST = Secundária tardia.

Tabela 7. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) nas áreas de nucleação com espécies pioneiras (NEP) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

Família/Espécie	Nome vulgar	Forma de vida	GE	SD
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Pereiro	Arbórea	P	Anemocórica
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Jatropha ribifolia</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-manso	Arbustiva	P	Autocórica
Fabaceae				
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema-preta	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Algaroba	Arbórea	P	Zoocórica

P = Pioneira.

Tabela 8. Famílias e espécies regenerantes, nome popular, formas de vida, grupo ecológico (GE) e síndrome de dispersão (SD) nas áreas de nucleação com espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

Família/Espécie	Nome vulgar	Forma de vida	GE	SD
Anacardiaceae				
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	Arbórea	ST	Anemocórica
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl.	Faveleira	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Jatropha ribifolia</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-manso	Arbustiva	P	Autocórica
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	Burra-leitera	Arbórea	P	Autocórica
Fabaceae				
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis	Catingueira	Arbórea	P	Autocórica
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema-preta	Arbustivo-arbórea	P	Autocórica
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Algaroba	Arbórea	P	Zoocórica
Malvaceae				
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns	Embiratanha	Arbórea	ST	Anemocórica
Sapotaceae				
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Humb. ex Roem. & Schult.) T.D. Penn.	Quixabeira	Arbórea	SI	Zoocórica

Em que: P = Pioneira; SI = Secundária inicial; ST = Secundária tardia.

De forma isolada, o ERI foi a área que acumulou mais indivíduos (341), pertencentes a 6 famílias e 14 espécies arbustivo-arbóreas nativas da Caatinga (Figura 10).

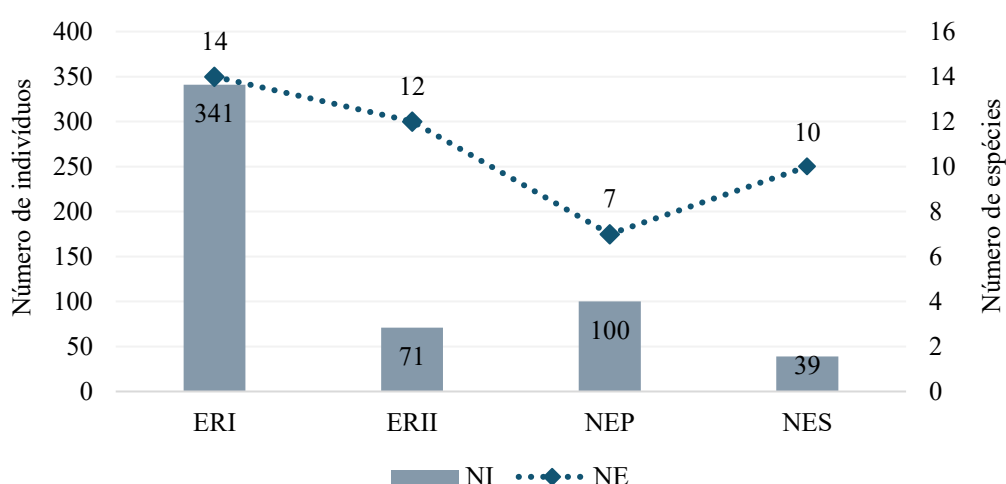


Figura 10. Número de indivíduos e espécies regenerantes identificados nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil. Em que: Área de referência em avançado de regeneração (ERI); Área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII); Núcleo de espécies pioneiras (NEP); e Núcleo de espécies secundárias (NES).

Nesta área, predominaram a ocorrência das espécies *Croton blanchetianus*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Cenostigma pyramidale* e *Croton heliotropiifolius*, com ocorrências na ordem de 71%, 15% e 3,8% (Figura 11), todas nativas da Caatinga. No ERII foram identificados 71 indivíduos regenerantes, pertencentes a 5 famílias e 12 espécies arbustivo-arbóreas nativas da Caatinga (Figura 10 e tabela 6). Na área as espécies com maior ocorrência foram *Croton heliotropiifolius* (40,8%), *Mimosa ophthalmocentra* (23,9%), *Jatropha mollissima* (12,7%), *Cenostigma pyramidale* (7%) e *Croton blanchetianus* (5,6%), com as demais espécies apresentando ocorrência homogênea de um indivíduo por espécie na área (Figura 11).

Observa-se que apesar do elevado número de espécies nas áreas referentes aos ecossistemas de referência (ERI e ERII), apenas algumas espécies predominam o componente regenerante, e isso é uma característica comum em ambientes com maior estabilidade ecológica. Com o aumento do grau de conservação da área, algumas espécies arbustivo-arbóreas tendem a se sobressair e dominar a população de plantas adultas do ambiente, o que favorece a regeneração natural de espécies específicas (Dutra Júnior *et al.*, 2022).

Nestas áreas (ERI e ERII) também foram identificadas a presença de herbáceas e espécies epífitas, como bromélias, orquídeas, samambaias e cactáceas, com maior ocorrência no ERI. Espécies epífitas predominam em ambientes conservados, e sua ocorrência pode ser considerada um indicativo do grau de conservação da área (Carvalho *et al.*, 2020). No tocante da composição florística, os ERI e ERII apresentam diferenças entre si, como número de famílias botânicas, número de indivíduos, espécies arbustivo-arbóreas regenerantes e abundância de espécies epifíticas, sobressaindo em todos esses indicadores ecológicos o ERI, fator associado ao maior grau de conservação da área em relação ao ERII (Sobrinho *et al.*, 2016).

Com relação as áreas de nucleação, vale ressaltar que apesar de não ser identificado regeneração natural de indivíduos arbustivo-arbóreos em todas as parcelas (núcleos), foi verificado em quase todos os núcleos a presença de indivíduos na camada herbácea e a presença cactáceas regenerantes.

Os NEP foi a área com menor representatividade florística, apesar de apresentar 100 indivíduos na área amostral, sendo contabilizado 3 famílias botânicas e 6 espécies arbustivo-arbóreas (Figura 10 e Tabela 7). As espécies predominantes foram *Jatropha mollissima*, *Croton blanchetianus*, *Prosopis juliflora* e *Aspidosperma pyrifolium*, constituindo 47%, 18%, 13% e 12% dos indivíduos regenerantes no ambiente, respectivamente (Figura 11).

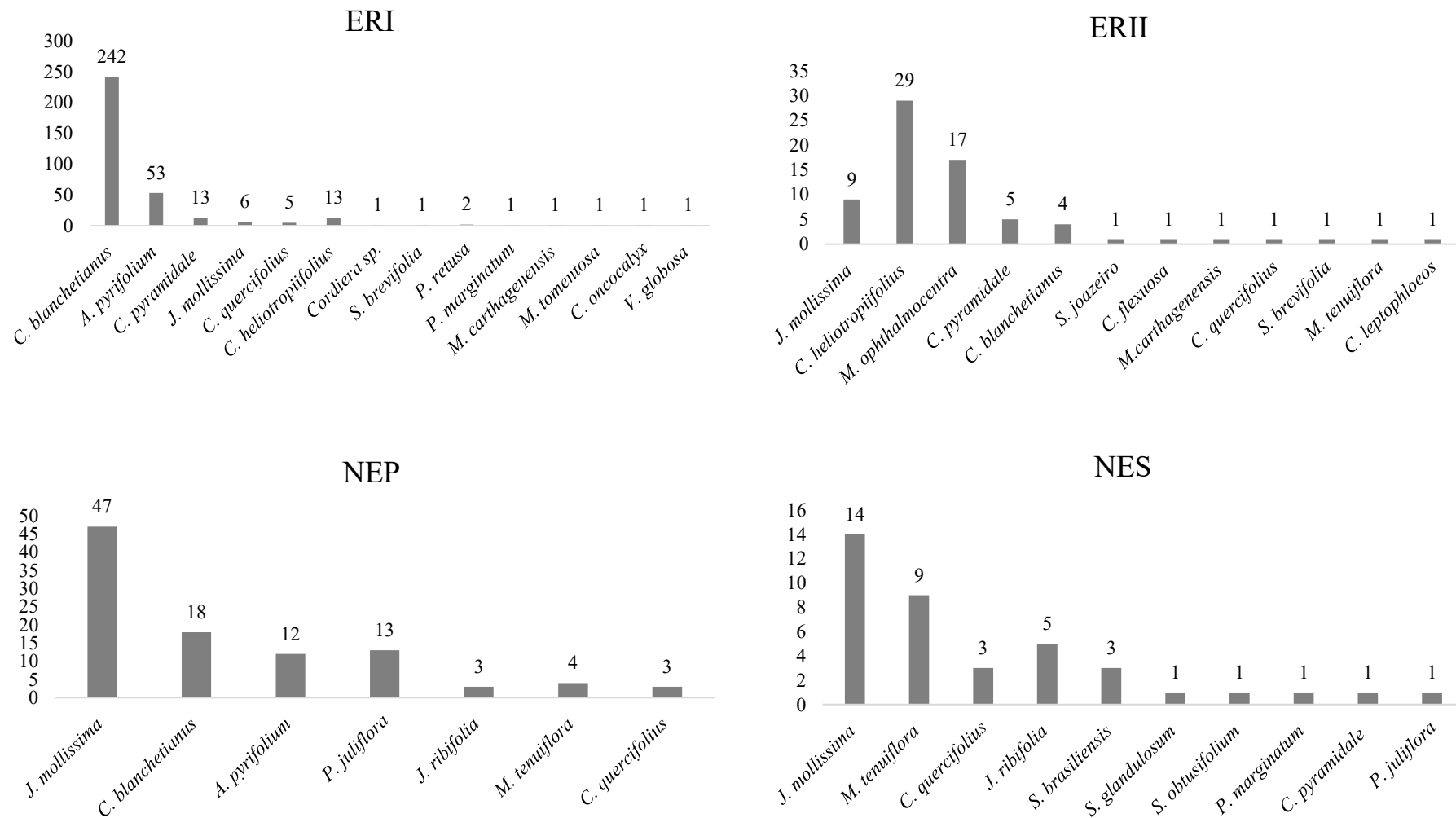


Figura 11. Número de indivíduos regenerantes por espécies nas respectivas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. Em que: Área de referência em avançado de regeneração (ERI); Área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII); Núcleo de espécies pioneiras (NEP); e Núcleo de espécies secundárias (NES).

Em contrapartida, os NES foi a área com menor número de indivíduos regenerantes (39 indivíduos), porém distribuída em uma maior quantidade de famílias botânicas (5 famílias) e espécies arbustivo-arbóreas (10 espécies) (Tabela 8 e Figura 10), quando comparado a área de nucleação com plantio de espécies pioneiras, representados principalmente pelas espécies *Jatropha mollissima* (35,9%), *Mimosa tenuiflora* (23,1%), *Jatropha ribifolia* (12,8%), *Schinopsis brasiliensis* (7,6%) e *Cnidoscolus quercifolius* (7,6%) (Figura 11).

Em ambas as áreas de nucleação foi identificada a presença da espécie exótica e de caráter invasor na Caatinga, *Prosopis juliflora*, planta com elevada ocorrência em ambientes de Caatinga (Oliveira *et al.*, 2017; Sena *et al.*, 2021). Dentre estas áreas, os NEP foi a área com maior ocorrência da espécie, constituindo 13% dos indivíduos regenerantes. Já nos NES foram identificadas apenas um indivíduo da espécie, representando 2,6% dos indivíduos regenerantes.

A *Prosopis juliflora* é uma espécie que se desenvolve em condições extremas, como elevadas temperaturas e ambientes secos, além de apresentar crescimento rápido, o que lhe caracteriza como uma espécie pioneira (Oliveira *et al.*, 2017). As suas sementes são dispersas de forma majoritária por zoocoria (dispersão animal), e o fato da região onde os núcleos estarem inseridos ser propensos a circulação de herbívoros nativos e exóticos a perpetuação da espécie nas áreas dos núcleos pode ser favorecida (Sena *et al.*, 2021). Os NEP não foram submetidos à cercamento, já os NES sim, o que pode justificar a maior propagação da espécie na área dos NEP quando comparado a área dos NES.

Vale ressaltar que na área referente aos NES, os núcleos foram cercados com galhos da *Prosopis juliflora* para proteger contra o ataque de herbívoros (Socolowski *et al.*, 2021), e a presença dos galhos dessa espécie poderia favorecer a germinação de indivíduos da *Prosopis juliflora* nesses locais, devido a introdução acidental de sementes presente nos galhos. No entanto, observa-se pelo baixo número de espécie na área que os galhos não tiveram forte influência na perpetuação da espécie no local, no qual o indivíduo presente pode ser oriundo de outra fonte de dispersão.

Com relação a forma de vida, predominaram a regeneração de espécies arbustivas (45,8%), seguida das arbóreas (41,7%) e arbustivo-arbóreas (12,5%) nas áreas amostrais, em que de forma isolada, nas áreas referentes ao ERI, ERII e NEP prevaleceram espécies da camada arbustiva, e no NES prevaleceram espécies da camada arbórea (Tabelas 5, 6, 7 e 8).

Em relação aos grupos ecológicos, predominaram a ocorrência de espécies regenerantes pioneiras, representando 62,5% das 24 espécies regenerantes identificadas em

todas as áreas amostrais, seguida das secundárias iniciais e tardias com 20,8% e 16,7% cada. Nos ERI, ERII e NES foram identificados a presença dos três grupos ecológicos, com predomínio das espécies pioneiras (Tabelas 5, 6 e 8). Em contrapartida, nos NEP foram identificadas espécies pertencentes apenas ao grupo ecológico das pioneiras (Tabela 7).

As espécies pioneiras atuam nos processos iniciais de sucessão florestal, devido serem mais resistentes as condições adversas do ambiente, apresentar rápido crescimento vegetativo e mecanismos de dispersão de sementes eficazes (Socolowski *et al.*, 2021; Almeida, 2016), podendo ser encontradas em áreas em processo de regeneração natural (Alves *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2019a), o que justifica a maior concentração de espécies pioneiras nas áreas amostrais, principalmente nas áreas de nucleação.

Nos NES, além das espécies pioneiras, também foram identificadas espécies pertencentes aos grupos ecológicos das secundárias iniciais e tardias, no qual, duas espécies regenerantes são iguais as espécies plantadas, com dispersão anemocórica (*Schinopsis brasiliensis* e *Pseudobombax marginatum*), e podem ser oriundas dos indivíduos plantados. Uma terceira espécie identificada na área pertencente ao grupo ecológico das secundárias iniciais é a *Sideroxylon obtusifolium*, no qual não teve indivíduos da sua espécie plantados nos núcleos, e que tem como principal forma de dispersão a zoocoria.

As espécies secundárias iniciais se estabelecem naturalmente em ambientes já colonizado por espécies pioneiras, apesar de apresentarem crescimento rápido, elas exigem algum nível de sombreamento para seu efetivo crescimento. Por outro lado, as espécies secundárias tardia, possuem crescimento lento e maior exigência por sombreamento para efetivo crescimento da planta, ou seja, ambos grupos ecológicos exigem melhores condições do ambiente para o seu efetivo desenvolvimento (Socolowski *et al.*, 2021; Almeida, 2016). Assim, identificar regeneração natural de espécies pertencentes a esses grupos ecológicos nos NES pode significar melhorias na qualidade do ambiente, especialmente de espécies que não tenham indivíduos plantados na área.

Apesar das diferenças entre os ecossistemas de referência (ERI e ERII), ambos apresentaram elevado número de indivíduos e diversidade na composição das famílias botânica, espécies e grupo ecológico. Neste contexto, a área de nucleação com plantio de mudas secundárias foi a que apresentou características florísticas mais semelhantes a esses ambientes, apesar do baixo número de indivíduos. A área referente ao plantio de mudas com espécies pioneiras, apresentou o maior número de indivíduos regenerantes, porém com limitada diversidade florística.

3.1.3. Parâmetros fitossociológicos

A densidade absoluta (DA) da regeneração natural acumulada em todas as áreas amostrais foi de 9.325,07 ind ha⁻¹, com o ERI apresentando os maiores valores (6.820 ind ha⁻¹), seguido do ERI (1.420 ind ha⁻¹), NES (564,24 ind ha⁻¹) e NEP (520,83 ind ha⁻¹) (Tabelas 9 e 10).

Tabela 9. Parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de referência em estágio avançado (ERI) e intermediário de regeneração natural (ERII) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

ERI								
Espécie	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VC
<i>Croton blanchetianus</i>	4840	70,97	2,64	59,92	100	17,86	49,58	65,45
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	1060	15,54	1,12	25,34	80	14,29	18,39	20,44
<i>Cenostigma pyramidale</i>	260	3,81	0,48	10,78	60	10,71	8,44	7,30
<i>Jatropha mollissima</i>	120	1,76	0,04	0,92	60	10,71	4,46	1,34
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	100	1,47	0,04	0,80	60	10,71	4,33	1,13
<i>Croton heliotropiifolius</i>	260	3,81	0,04	0,82	40	7,14	3,92	2,31
<i>Cordia</i> sp.	20	0,29	0,02	0,53	20	3,57	1,46	0,41
<i>Sebastiania brevifolia</i>	20	0,29	0,02	0,52	20	3,57	1,46	0,41
<i>Piptadenia retusa</i>	40	0,59	0,00	0,09	20	3,57	1,42	0,34
<i>Pseudobombax marginatum</i>	20	0,29	0,00	0,09	20	3,57	1,32	0,19
<i>Manihot carthagenensis</i>	20	0,29	0,00	0,06	20	3,57	1,31	0,18
<i>Melochia tomentosa</i>	20	0,29	0,00	0,06	20	3,57	1,31	0,18
<i>Cordia oncocalyx</i>	20	0,29	0,00	0,04	20	3,57	1,30	0,17
<i>Varronia globosa</i>	20	0,29	0,00	0,03	20	3,57	1,30	0,16
Total	6820	100	4,4069	100	560	100	100	100

ERII								
Espécie	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VC
<i>Croton heliotropiifolius</i>	580	40,85	1,76	81,20	100	20	47,35	61,02
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	340	23,94	0,08	3,76	80	16	14,57	13,85
<i>Jatropha mollissima</i>	180	12,68	0,04	1,95	80	16	10,21	7,31
<i>Cenostigma pyramidale</i>	100	7,04	0,20	9,02	60	12	9,35	8,03
<i>Croton blanchetianus</i>	80	5,63	0,01	0,58	40	8	4,74	3,11
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	20	1,41	0,03	1,19	20	4	2,20	1,30
<i>Mimosa tenuiflora</i>	20	1,41	0,02	0,81	20	4	2,07	1,11
<i>Sebastiania brevifolia</i>	20	1,41	0,01	0,59	20	4	2,00	1,00
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	20	1,41	0,01	0,26	20	4	1,89	0,84
<i>Commiphora leptophloeos</i>	20	1,41	0,01	0,26	20	4	1,89	0,84
<i>Manihot carthagenensis</i>	20	1,41	0,00	0,22	20	4	1,88	0,82
<i>Cynophalla flexuosa</i>	20	1,41	0,00	0,15	20	4	1,85	0,78
Total	1420	100	2,17	100	500	100	100	100

DA = Densidade absoluta (ind ha⁻¹); DR = Densidade relativa (%); FA = Frequência absoluta (%); FR = Frequência relativa (%); DoA = Dominância absoluta (m² ha⁻¹); DoR =

Dominância relativa (%); VI = Valor de importância relativo (%); VC = Valor de cobertura (%).

Tabela 10. Parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de nucleação com espécies pioneiras (NEP) e nas áreas de nucleação com espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

NEP								
Espécie	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VC
<i>Jatropha mollissima</i>	244,79	47	0,14	50,45	53,33	42,11	46,52	48,72
<i>Croton blanchetianus</i>	93,75	18	0,03	9,22	13,33	10,53	12,58	13,61
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	62,50	12	0,04	13,79	10,00	7,89	11,23	12,89
<i>Prosopis juliflora</i>	67,71	13	0,02	7,19	16,67	13,16	11,12	10,09
<i>Jatropha ribifolia</i>	15,63	3	0,02	8,61	10,00	7,89	6,50	5,81
<i>Mimosa tenuiflora</i>	20,83	4	0,01	3,87	13,33	10,53	6,13	3,94
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	15,63	3	0,02	6,87	10,00	7,89	5,92	4,94
Total	520,83	100	0,27	100	126,67	100	100	100

NES								
Espécie	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI	VC
<i>Jatropha mollissima</i>	202,55	35,90	0,23	63,71	23,33	30,43	43,35	49,80
<i>Mimosa tenuiflora</i>	130,21	23,08	0,06	15,81	16,67	21,74	20,21	19,45
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	43,40	7,69	0,03	9,36	6,67	8,70	8,58	8,53
<i>Jatropha ribifolia</i>	72,34	12,82	0,03	7,90	3,33	4,35	8,36	10,36
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	43,40	7,69	0,00	0,45	10,00	13,04	7,06	4,07
<i>Sapium glandulosum</i>	14,47	2,56	0,00	1,14	3,33	4,35	2,69	1,85
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	14,47	2,56	0,00	0,79	3,33	4,35	2,57	1,68
<i>Pseudobombax marginatum</i>	14,47	2,56	0,00	0,51	3,33	4,35	2,47	1,54
<i>Cenostigma pyramidale</i>	14,47	2,56	0,00	0,20	3,33	4,35	2,37	1,38
<i>Prosopis juliflora</i>	14,47	2,56	0,00	0,13	3,33	4,35	2,35	1,35
Total	564,24	100	0,36	100	76,67	100	100	100

DA = Densidade absoluta (ind ha⁻¹); DR = Densidade relativa (%); FA = Frequência absoluta (%); FR = Frequência relativa (%); DoA = Dominância absoluta (m² ha⁻¹); DoR = Dominância relativa (%); VI = Valor de importância relativo (%); VC = Valor de cobertura (%).

As principais espécies responsáveis pelo maior acúmulo de DA no ERI foram *Croton blanchetianus*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Cenostigma pyramidale*, detendo os maiores valor de importância (VI) e demais parâmetros fitossociológicos (Tabela 9). Dentre essas espécies destaca-se a *Croton blanchetianus*, no qual representa aproximadamente 50% do VI da área, ou seja, aproximadamente 50% do componente regenerante da área é dominada por *Croton blanchetianus*. De acordo com Mendes *et al.* (2017), a espécie apresenta boa adaptação em áreas com baixa disponibilidade hídrica, como a região Semiárida, devido a eficiência no uso da água em seu metabolismo, o que favorece sua colonização na camada regenerante, pós-

distúrbio, podendo colonizar a camada regenerante nos diferentes estágios sucessionais (Alves *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2019a). Apesar dessa característica, Lacerda *et al.* (2018) afirma que o maior recrutamento de indivíduos de *Croton blanchetianus* ocorre com o aumento da disponibilidade de água, o que explica a maior DA no ERI, uma vez que ambientes mais conservados apresentam maior umidade do solo (Parhizkar *et al.*, 2021). Além disso, na área foi identificada grande quantidade de indivíduos adultos da espécie, o que pode ter facilitado o recrutamento de indivíduos regenerantes na área.

As espécies regenerantes com maiores VI nas demais áreas foram *Croton heliotropiifolius*, *Mimosa ophthalmocentra* e *Jatropha mollissima* no ERII, *Jatropha mollissima*, *Croton blanchetianus*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Prosopis juliflora* no NEP e *Jatropha mollissima*, *Mimosa tenuiflora*, *Cnidoscolus quercifolius* e *Jatropha ribifolia* no NES, no qual também deteram os maiores parâmetros fitossociológicos nas suas respectivas áreas amostrais (Tabelas 9 e 10).

No ERII destaca-se a *Croton heliotropiifolius*, no qual detém a maior proporção dos parâmetros fitossociológicos, representando mais de 47% do VI e 81% da dominância relativa (DR). A maior abundância da espécie na camada regenerante na área, que se encontra em estágio intermediário de regeneração, pode ser atribuída ao seu comportamento ecológico pioneiro e à sua elevada adaptabilidade a condições ambientais instáveis. Como espécie heliófita e pioneira, *C. heliotropiifolius* se estabelece preferencialmente em áreas com maior incidência de luz e menor cobertura vegetal, condições típicas de ambientes em regeneração intermediária, nos quais o sombreamento e a competição por recursos ainda não são intensos (Costa *et al.*, 2021).

Além disso, a espécie apresenta alta capacidade de regeneração por sementes e rebrotamento, o que a torna eficiente no recrutamento em ambientes que sofreram distúrbios moderados, como corte seletivo ou pastoreio (Noutcheu *et al.*, 2024). Sua presença nesses ambientes é favorecida por adaptações anatômicas, como tricomas densos, cutícula espessa e a presença de compostos fenólicos nas folhas, que auxiliam na retenção de água e na proteção contra radiação solar e herbivoria — características fundamentais para sobrevivência em ambientes semiáridos e em recuperação (Barros; Soares, 2013), o que justifica a maior detenção dos parâmetros fitossociológicos para espécie no ERI.

Com relação as áreas de nucleação, observa-se que a *Jatropha mollissima* foi a espécie com maior representatividade dos parâmetros fitossociológicos, espécie nativa do bioma, de caráter mais rústico e crescimento rápido, identificada em maior densidade em áreas degradadas (Fernandes; Queiroz, 2018; Sabino *et al.*, 2016). A espécie pode ser encontrada

em todos os estágios de sucessão na camada regenerante, com maior ocorrência nos estágios iniciais (Alves *et al.*, 2021). Assim, o predomínio dessa espécie nos NEP e NES pode indicar que as referidas áreas se encontram nos estágios iniciais de sucessão.

Ainda com relação às áreas de nucleação, é observado que dentre os parâmetros fitossociológicos, o único em que o NEP foi superior ao NES trata-se da frequência absoluta, no qual aborda a porcentagem de parcelas ou unidades amostrais que uma determinada espécie é encontrada (Tabela 10). Resultado que pode ser justificado pelo maior número de parcelas com ocorrência de regeneração natural no NEP quando comparado a outra área de nucleação.

Na figura 12, constam os valores atribuídos as variáveis estruturais do componente regenerante, bem como suas respectivas análises estatísticas.

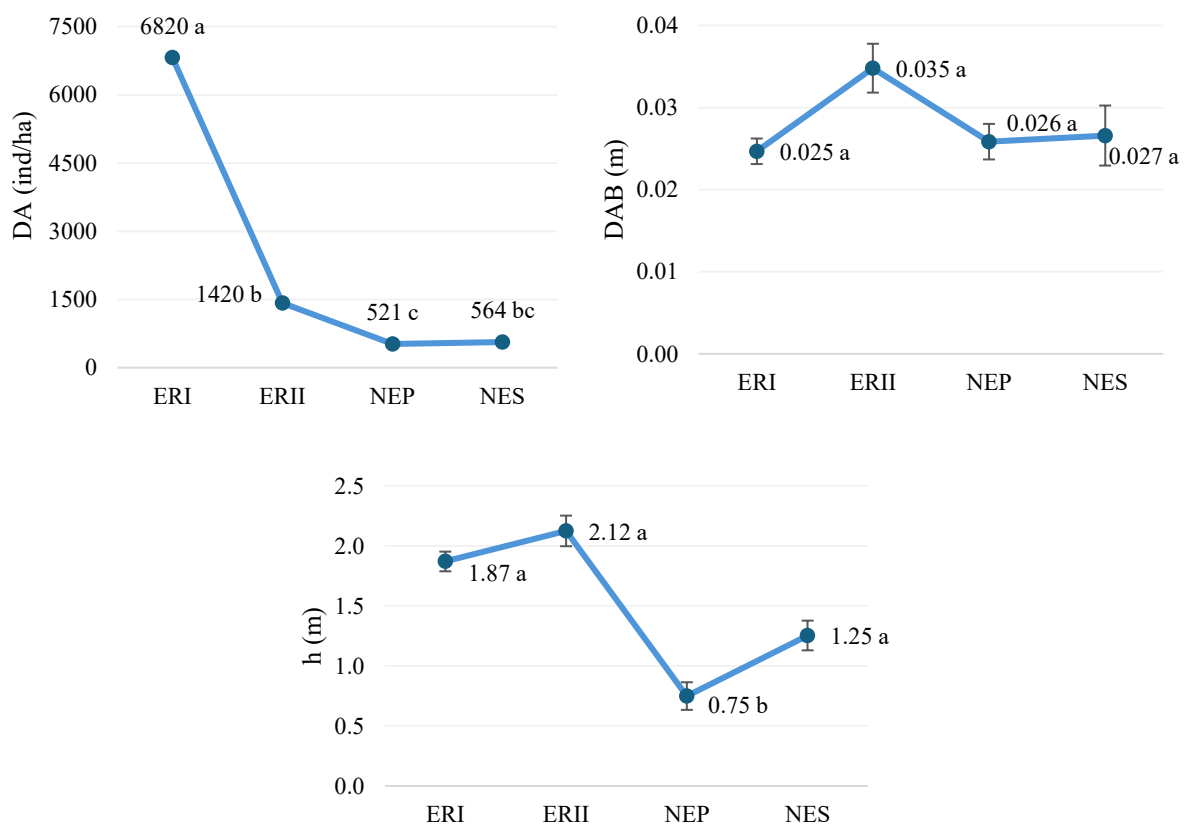


Figura 12. Parâmetros estruturais nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. Em que: DA = Densidade absoluta (ind/ha); DAB = Diâmetro médio na altura da base (m); e h = altura média (m). * letras iguais na linha não diferem entre si estatisticamente ao nível de 5% pelo teste de Tukey.

A DA de indivíduos regenerantes por hectare variou significativamente entre as áreas avaliadas na Caatinga. O ERI apresentou a maior densidade, diferindo estatisticamente de todas as demais áreas ($p < 0,05$). O ERII registrou densidade significativamente superior à do NEP, que apresentou a menor densidade, mas não diferiu da área com NES. As áreas NEP e NES, por sua vez, não diferiram estatisticamente entre si. Considerando que os núcleos implantados (NEP e NES) possuem apenas três anos de estabelecimento, os dados indicam que essas áreas ainda apresentam níveis de regeneração inferiores aos observados nos ecossistemas de referência. No entanto, observa-se que o NES apresentou desempenho semelhante ao ERII, enquanto o NEP teve densidade significativamente inferior ao ERII. Isso sugere que, mesmo em estágio inicial de desenvolvimento, a introdução de espécies secundárias aliado ao cercamento de galhos e revolvimento do solo em área total podem favorecer níveis de regeneração mais próximos aos de áreas em sucessão natural intermediária, ao passo que a introdução de espécies pioneiras, isoladamente, resulta em uma regeneração significativamente mais limitada.

O diâmetro médio à altura da base (DAB) dos indivíduos não diferiu estatisticamente entre as áreas amostrais ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey, indicando que para esta variável as áreas apresentaram comportamento semelhantes.

A altura média (h) dos indivíduos regenerantes variou entre as áreas avaliadas na Caatinga. O NEP apresentou a menor altura média, com 0,75 m, diferindo estatisticamente das demais áreas ($p < 0,05$). Em contrapartida, o NES, com altura média de 1,25 m, não diferiu estatisticamente dos ecossistemas de referência em estágio avançado (ERI – 1,87 m) e intermediário (ERII – 2,12 m). Esses resultados indicam que, embora os núcleos implantados (NEP e NES) tenham apenas três anos de implantação, o crescimento em altura dos regenerantes no NES já se equipara ao observado nas áreas em regeneração natural mais avançada. Por outro lado, o desempenho significativamente inferior do NEP sugere que, nesse período inicial, a introdução exclusiva de espécies pioneiras pode ser menos eficaz para promover o crescimento vertical dos regenerantes, em comparação com espécies de estágios sucessionais mais avançados ou com áreas em regeneração natural.

3.1.4. Distribuição Hipsométrica

Com relação à distribuição hipsométrica dos indivíduos regenerantes, nos ecossistemas de referências foi identificada distribuição dos indivíduos regenerantes em cinco classes de altura. Em contrapartida, nas áreas de nucleação foram identificadas a distribuição

dos indivíduos em apenas três classes de tamanho (Tabelas 11 e 12), indicando a presença de indivíduos regenerantes mais jovens nas áreas NEP e NES.

Tabela 11. Distribuição dos indivíduos regenerantes por classes de altura, classes absoluta (CAT) e relativa (CRT) de tamanho e regeneração natural relativa (RNR) em ordem decrescente de RNR do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de referência em estágio avançado (ERI) e intermediário de regeneração natural (ERII) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

Espécies	ERI						CAT	CRT	RNR
	C1	C2	C3	C4	C5	NI			
<i>Croton blanchetianus</i>	-	55	154	30	3	242	105,28	74,66	59,65
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	4	32	16	1	-	53	19,05	13,51	14,91
<i>Cenostigma pyramidale</i>	1	2	5	4	1	13	3,83	2,71	7,40
<i>Jatropha mollissima</i>	-	4	2	-	-	6	2,36	1,67	4,41
<i>Croton heliotropiifolius</i>	-	11	2	-	-	13	4,55	3,23	3,65
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	1	1	3	-	-	5	1,99	1,41	2,92
<i>Piptadenia retusa</i>	-	-	2	-	-	2	1,10	0,78	1,11
<i>Cordia oncocalyx</i>	-	-	1	-	-	1	0,55	0,39	0,88
<i>Cordia</i> sp.	-	-	1	-	-	1	0,55	0,39	0,88
<i>Manihot carthagenensis</i>	-	-	1	-	-	1	0,55	0,39	0,88
<i>Sebastiania brevifolia</i>	-	-	1	-	-	1	0,55	0,39	0,88
<i>Melochia tomentosa</i>	-	1	-	-	-	1	0,31	0,22	0,83
<i>Varronia globosa</i>	-	1	-	-	-	1	0,31	0,22	0,83
<i>Pseudobombax marginatum</i>	1	-	-	-	-	1	0,02	0,01	0,76
Total	7	107	188	35	4	341	141,01	100	100

Espécies	ERII						CAT	CRT	RNR
	C1	C2	C3	C4	C5	NI			
<i>Croton heliotropiifolius</i>	-	1	22	5	1	29	12,59	45,92	38,09
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	1	9	7	-	-	17	6,45	23,52	21,66
<i>Jatropha mollissima</i>	2	4	2	1	-	9	2,44	8,89	13,02
<i>Cenostigma pyramidale</i>	-	1	2	1	1	5	1,49	5,44	8,33
<i>Croton blanchetianus</i>	-	3	1	-	-	4	1,42	5,19	6,11
<i>Cynophalla flexuosa</i>	-	-	1	-	-	1	0,54	1,95	1,95
<i>Manihot carthagenensis</i>	-	-	1	-	-	1	0,54	1,95	1,95
<i>Mimosa tenuiflora</i>	-	-	1	-	-	1	0,54	1,95	1,95
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	-	-	1	-	-	1	0,54	1,95	1,95
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	-	1	-	-	-	1	0,30	1,08	1,66
<i>Commiphora leptophloeos</i>	-	1	-	-	-	1	0,30	1,08	1,66
<i>Sebastiania brevifolia</i>	-	1	-	-	-	1	0,30	1,08	1,66
Total	3	21	38	7	2	71	27,42	100	100

NI = Número total de indivíduos por espécies em todas as classes de altura; C1 = $0,10\text{m} \leq H \leq 0,50\text{m}$; C2 = $0,50\text{m} < H \leq 1,5\text{m}$; C3 = $1,5\text{m} < H \leq 2,5\text{m}$; C4 = $2,5\text{m} < H \leq 3,5\text{m}$; C5 = $H > 3,5\text{m}$; CAT = Classe Absoluta do Tamanho da Regeneração; CRT = Classe Relativa de Tamanho da Regeneração (%); RNR = Regeneração Natural Relativa (%).

Tabela 12. Distribuição dos indivíduos regenerantes por classes de altura, classes absoluta (CAT) e relativa (CRT) de tamanho e regeneração natural relativa (RNR) em ordem decrescente de RNR do componente arbustivo-arbóreo nas áreas de nucleação com espécies pioneiras (NEP) e nas áreas de nucleação com espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

NEP							
Espécies	C1	C2	C3	NI	CAT	CRT	RNR
<i>Jatropha mollissima</i>	26	18	3	47	19,93	46,76	46,00
<i>Croton blanchetianus</i>	2	12	4	18	7,18	16,85	16,10
<i>Prosopis juliflora</i>	3	9	1	13	5,82	13,66	14,01
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	8	4	-	12	5,28	12,39	10,69
<i>Mimosa tenuiflora</i>	1	3	-	4	1,91	4,48	5,39
<i>Jatropha ribifolia</i>	-	3	-	3	1,50	3,52	4,10
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	1	1	1	3	1,00	2,35	3,71
Total	41	50	9	100	42,62	100	100
NES							
Espécies	C1	C2	C3	NI	CAT	CRT	RNR
<i>Jatropha mollissima</i>	1	6	7	14	5,54	34,78	33,90
<i>Mimosa tenuiflora</i>	1	6	2	9	4,00	25,12	22,96
<i>Jatropha ribifolia</i>	2	2	1	5	1,69	10,63	11,26
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	-	1	2	3	1,15	7,25	8,43
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	2	1	-	3	0,85	5,31	7,78
<i>Sapium glandulosum</i>	-	1	-	1	0,54	3,38	3,13
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	-	1	-	1	0,54	3,38	3,13
<i>Pseudobombax marginatum</i>	-	1	-	1	0,54	3,38	3,13
<i>Cenostigma pyramidale</i>	-	1	-	1	0,54	3,38	3,13
<i>Prosopis juliflora</i>	-	1	-	1	0,54	3,38	3,13
Total	6	21	12	39	15,92	100	100

NI = Número total de indivíduos por espécies em todas as classes de altura; C1 = $0,10\text{m} \leq H \leq 0,50\text{m}$; C2 = $0,50\text{m} < H \leq 1,5\text{m}$; C3 = $1,5\text{m} < H \leq 2,5\text{m}$; CAT = Classe Absoluta do Tamanho da Regeneração; CRT = Classe Relativa de Tamanho da Regeneração (%); RNR = Regeneração Natural Relativa (%).

As maiores proporções de indivíduos regenerantes nos ERI e ERII se concentraram nas classes C3 ($1,5\text{ m} < H \leq 2,5\text{ m}$), seguida da C2 ($0,50\text{ m} < H \leq 1,5\text{ m}$). No NEP os maiores números de indivíduos regenerantes foram identificados nas classes C2 e C1 ($0,10\text{ m} \leq H \leq 0,50\text{ m}$). Por outro lado, no NES, nas classes C2, seguida da C3, o que reforça a juvenilidade do componente regenerante nas áreas de nucleação, especialmente no NEP.

A distribuição de classe absoluta (CAT) variou de 105,28 a 0,02 para a área em estágio avançado de sucessão (ERI) e 12,19 a 0,30 para a área em estágio intermediário de sucessão (ERII), em que a espécie *C. blanchetianus* e *C. heliotropiifolius* detiveram os maiores índices para as áreas ERI e ERII, respectivamente, assim como também para a CRT e RNR em ambas

as áreas. O percentual da Classe relativa indica que a espécie *C. blanchetianus* esteve presente em mais de da metade do ERI (70,97%), o que demonstra elevado potencial de regeneração para a espécie. Enquanto a *C. heliotropiifolius* apresentou valores menos expressivos para o ERII, 40,84 % dos regenerantes da área amostrada.

Outras duas espécies também merecem destaque quanto a classe relativa de tamanho da regeneração (CRT), são *A. pyrifolium* com 13,51% e *M. ophthalmocentra* com 23,52% nos ERI e ERII, respectivamente. Estas também constaram entre as principais espécies para o parâmetro de regeneração natural relativa (RNR), sendo a *A. pyrifolium* com 14,91% e *M. ophthalmocentra* com 21,66 % para os ERI e ERII sucessivamente.

Para as áreas de nucleação, a distribuição de CAT variou de 19,93 a 1,00 para o NEP e 5,54 a 0,54 para o NES, em que a espécie *J. mollissima* deteve os maiores índices para ambas as áreas, assim como para a CRT e RNR nas áreas (Tabela 12). O percentual da Classe relativa indica que a espécie *J. mollissima* esteve presente em mais de um terço do NEP (47%) e NES (35,90%), o que demonstra elevado potencial de regeneração para a espécie.

Nestas áreas, outras duas espécies também merecem destaque quanto a classe relativa de tamanho da regeneração (CRT), são *C. blanchetianus* com 16,85% e *M. tenuiflora* com 25,12% nos NEP e NES, respectivamente. Estas também constaram entre as principais espécies para o parâmetro de regeneração natural relativa (RNR), sendo a *C. blanchetianus* com 16,10% e *M. tenuiflora* com 22,96 % para os NEP e NES sucessivamente.

Diante desses resultados, observa-se que a maior proporção de RNR nas quatro áreas amostrais são compostas por espécies pioneiras, na qual detém os maiores VI (Tabelas 9 e 10). A *C. blanchetianus*, *C. heliotropiifolius*, *J. mollissima*, *A. pyrifolium*, *M. ophthalmocentra* e *M. tenuiflora* são espécies comumente encontradas nos diferentes estágios de sucessão florestal, especialmente no estágio inicial. Com adaptações morfofisiológicas, estas apresentam eficiente capacidade de adaptação a ambientes adversos, como elevado déficit hídrico e diferentes níveis de degradação, o que lhes conferem vantagens competitivas no ambiente (Andrade *et al.*, 2024; Noutcheu *et al.*, 2024; Souza *et al.*, 2024), o que explica a maior abundância dessas espécies na camada regenerante para as áreas de Caatinga.

Contudo, também é observado RNR de espécies do grupo das secundárias para os ecossistemas de referência (ERI e ERII) e NES. Para o NEP, isto não é identificado (Tabelas 11 e 12). Em florestas tropicais secas, como a Caatinga, a sucessão é inicialmente dominada por espécies com alta tolerância à seca. À medida que a sucessão avança e as condições microclimáticas se tornam mais amenas (mais sombreadas e úmidas), espécies com estratégias mais conservadoras, típicas de estágios sucessionais tardios, conseguem se

desenvolver e estabelecer. Essas espécies exigem ambientes mais estáveis para um crescimento efetivo (Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013; Souza *et al.*, 2019b; Poorter *et al.*, 2021).

Neste sentido, identificar regeneração natural de espécies pertencentes ao grupo ecológico de secundárias iniciais e tardias nos ERI, ERII e NES, pode indicar melhores condições microclimáticas nos ambientes. Com ênfase no NES, esse resultado sugere a eficácia da introdução de espécies secundárias e dos métodos de implantação adotados (cercamento dos núcleos com galhos e revolvimento do solo em área total) na melhoria das condições microclimáticas no ambiente em condições superiores ao estabelecido no NEP.

3.1.5. Índices de Diversidade e Equabilidade

Os índices de diversidade e equabilidade são medidas quantitativas utilizados para estimar a diversidade de espécies no ambiente florestal. Para isso, são utilizados os atributos de riqueza e uniformidade do ambiente, no qual a riqueza expressa a quantidade de espécies presentes na área, e a uniformidade retrata a dominância de espécies no ambiente. Assim, avaliar os índices de diversidade e equabilidade pode auxiliar na compreensão da dinâmica da regeneração natural das áreas amostrais.

Para avaliar a diversidade e equabilidade de espécies foram utilizados o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H) e equabilidade de Pielou (E) e dominância de Simpson (C) (Figura 13).

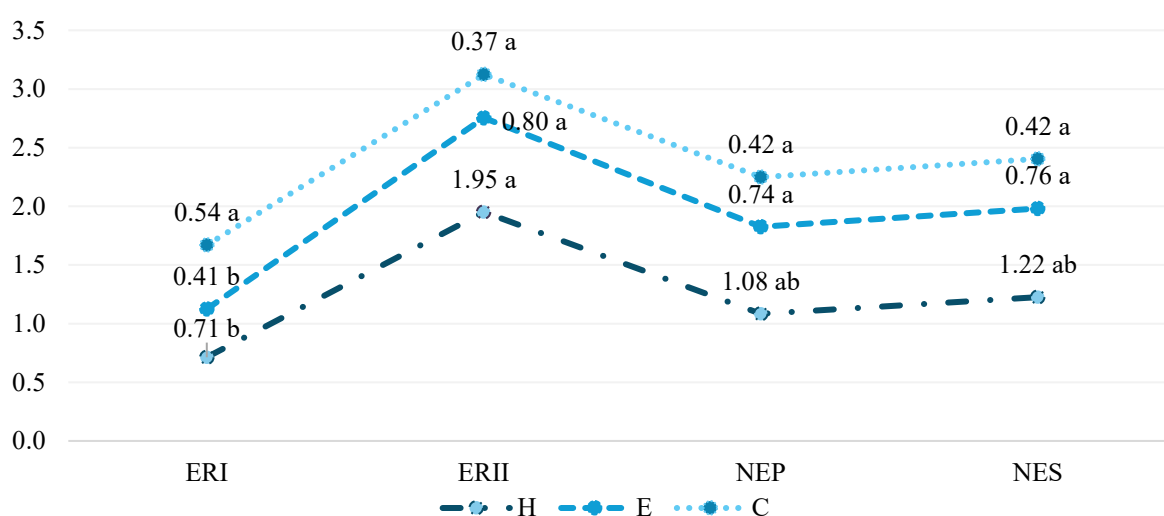


Figura 13. Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H), Dominância de Simpson (C) e Equabilidade de Pielou (E) nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São

Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. * letras iguais na linha com mesma coloração não diferem entre si estatisticamente ao nível de 5% pelo teste de Tukey.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener e equabilidade de Pielou apresentaram diferença estatísticas entre áreas avaliadas ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey. Em que, para o H a maior média foi identificada para o ERII, não diferindo das áreas de nucleação, já a menor média foi identificada para o ERI, diferindo o ERII, porém não apresentando diferenças significativas das áreas de nucleação. Isso significa que, de acordo com o H, o ERII apresenta a maior diversidade de espécie regenerantes e o ERI a menor diversidade. Apesar das áreas de nucleação apresentarem médias de diversidade superiores ao ERI, elas são estatisticamente iguais ao ERI, como também ao ERII, estando em um meio termo entre os ecossistemas de referência com relação a diversidade de espécies regenerantes.

Vale destacar que os valores dos H foram baixos para todas as áreas amostrais, quando comparados a outros estudos sobre regeneração (Dutra Júnior *et al.*, 2022; Alves *et al.*, 2021), o que pode estar associado ao baixo número de espécies nas áreas amostrais.

Para o E, a maior média foi identificada no ERII, não diferindo das áreas de nucleação, e diferindo do ERI, com a menor média pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). O E avalia a distribuição uniforme de indivíduos entre espécies na área amostral, no qual quanto mais próximo de 1 maior a similaridade florística da área e quanto mais próximo de 0 menor a similaridade florística. Diante disso, observa-se que o ERII apresentou maior similaridade florística das espécies, seguida dos NES e NEP, já o ERI exibiu menor similaridade florística entre espécies.

Em relação ao índice de dominância de Simpson (C), as médias não diferiram entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) nas áreas amostrais, indicando igualdade na dominância de espécies entre as áreas.

Verifica-se que o ERI apresentou a menor diversidade e equabilidade de espécies regenerantes, quando comparada as demais áreas. Apesar da área apresentar uma grande quantidade de espécies (riqueza de espécies), os índices de diversidade Shannon-Wiener e de dominância de Simpson demonstraram uma menor diversidade de espécies na área. Assim como, o índice de equabilidade de Pielou indicou uma menor uniformidade da distribuição das espécies. Uma provável justificativa para isso é a dominância por espécies isoladas, reduzindo a diversidade de espécies, em relação as outras áreas avaliadas, uma vez que os H e C são forte mente influenciados pela abundância das espécies (Roswell *et al.*, 2021).

3.1.6. Biomassa viva acima do solo

A biomassa acima do solo é um importante indicador ecológico na avaliação de áreas em processo de restauração, isso porque sua avaliação permite verificar o estágio de desenvolvimento da comunidade vegetal e quais espécies promovem maior contribuição na produção de biomassa (Campos *et al.*, 2020). Neste sentido, foram avaliadas a biomassa viva acima do solo nos compartimentos folha e fuste e de forma geral (parte aérea total) para as áreas amostrais (Figura 14).

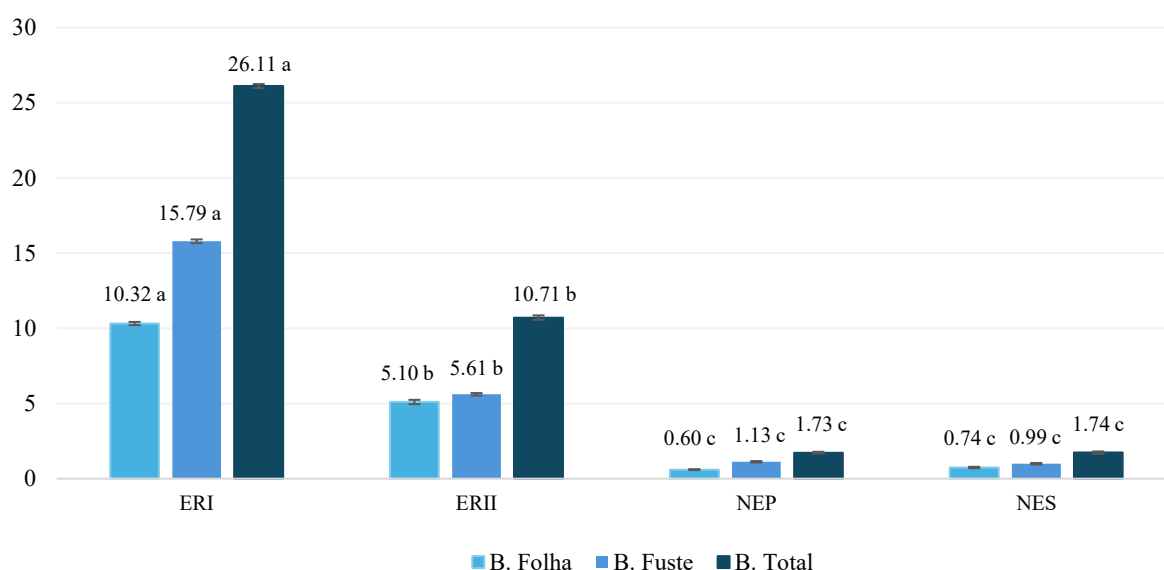


Figura 14. Biomassa média acumulada de indivíduos regenerantes por hectare acima do solo nos componentes folhas, fuste e parte aérea total (Mg ha^{-1}) nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. * letras iguais na barra com mesma coloração não diferem entre si estatisticamente ao nível de 5% pelo teste de Tukey.

Os maiores acúmulos de biomassa de folha, fuste e parte aérea total foram identificados no ERI, diferindo estatisticamente de todas as áreas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), seguido do ERII, que também diferiu das demais áreas. As áreas de nucleação (NEP e NES) apresentaram as menores médias de biomassa nos diferentes componentes, não diferindo entre si, mas diferindo das demais áreas amostrais (Figura 14). Isso significa que, ambas as áreas de nucleação favoreceram a produção de biomassa acima do solo na camada regenerante, porém em quantidades inferiores as áreas conservadas, principalmente da área em estágio avançado de regeneração, indicando baixa eficiência das áreas de nucleação para a variável na fase inicial de regeneração natural.

Os maiores acúmulos de biomassa total acima do solo nos diferentes compartimentos foram identificados no ERI, seguido do ERII, com as áreas de nucleação detendo os menores acúmulos (Tabelas 13 e 14).

Tabela 13. Biomassa acima do solo dos componentes folhas, fuste e total por espécie das espécies regenerantes nas áreas de referência em estágio avançado (ERI) e intermediário de regeneração natural (ERII) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

ERI			
Espécie	Folha	Fuste	Total
		Mg ha ⁻¹	
<i>Croton blanchetianus</i>	6,818	10,533	17,350
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	2,947	3,795	6,742
<i>Cenostigma pyramidale</i>	0,197	0,681	0,877
<i>Jatropha mollissima</i>	0,102	0,219	0,320
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,089	0,200	0,289
<i>Cordia</i> sp.	0,060	0,111	0,171
<i>Sebastiania brevifolia</i>	0,059	0,110	0,169
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,021	0,079	0,100
<i>Piptadenia retusa</i>	0,010	0,018	0,028
<i>Melochia tomentosa</i>	0,006	0,017	0,023
<i>Cordia oncocalyx</i>	0,005	0,014	0,019
<i>Pseudobombax marginatum</i>	0,003	0,010	0,013
<i>Manihot carthagenensis</i>	0,002	0,007	0,009
<i>Varronia globosa</i> Jack.	0,003	0,001	0,004
Total	10,322	15,787	26,109
ERII			
Espécie	Folha	Fuste	Total
		Mg ha ⁻¹	
<i>Croton heliotropiifolius</i>	4,757	4,566	9,323
<i>Cenostigma pyramidale</i>	0,082	0,343	0,425
<i>Jatropha mollissima</i>	0,106	0,234	0,340
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,053	0,183	0,236
<i>Croton blanchetianus</i>	0,031	0,071	0,102
<i>Sebastiania brevifolia</i>	0,033	0,068	0,100
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	0,012	0,050	0,063
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,009	0,036	0,045
<i>Cynophalla flexuosa</i>	0,008	0,021	0,029
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,004	0,014	0,018
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,004	0,014	0,018
<i>Manihot carthagenensis</i>	0,003	0,012	0,015
Total	5,102	5,611	10,713

Tabela 14. Biomassa de folhas, fuste e total por espécie dos indivíduos regenerantes nas áreas de nucleação com espécies pioneiras (NEP) e nas áreas de nucleação com espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil

NEP			
Espécie	Folha	Fuste Mg ha ⁻¹	Total
<i>Jatropha mollissima</i>	0,354	0,707	1,061
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	0,098	0,122	0,220
<i>Croton blanchetianus</i>	0,064	0,140	0,203
<i>Jatropha ribifolia</i>	0,062	0,066	0,128
<i>Prosopis juliflora</i>	0,012	0,042	0,054
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,008	0,028	0,036
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,006	0,023	0,029
Total	0,605	1,127	1,732
NES			
Espécie	Folha	Fuste Mg ha ⁻¹	Total
<i>Jatropha mollissima</i>	0,607	0,635	1,242
<i>Jatropha ribifolia</i>	0,073	0,147	0,220
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,031	0,102	0,133
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,017	0,068	0,085
<i>Sapium glandulosum</i>	0,010	0,025	0,035
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,0021	0,0073	0,0093
<i>Pseudobombax marginatum</i>	0,0014	0,0049	0,0064
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,0016	0,0020	0,0035
<i>Cenostigma pyramidale</i>	0,0007	0,0009	0,0015
<i>Prosopis juliflora</i>	0,0005	0,0006	0,0011
Total	0,744	0,993	1,737

Em relação ao acúmulo de biomassa acima do solo por espécie nas áreas amostrais, observa-se que a contribuição entre espécies foi variável e dominadas por poucas espécies para cada área amostral, em que no ERI a *C. blanchetianus* e *A. pyrifolium* foram responsáveis pelos maiores acúmulos em todos os compartimentos. Para o ERII pela espécie *C. heliotropiifolius*, e para as áreas de nucleação pela *J. mollissima*, espécies com maior densidade de indivíduos.

Na região semiárida, a biomassa acima do solo é direta e indiretamente influenciada por fatores de solo, vegetação e clima. Dentre esses fatores podem ser destacados o estágio de sucessão natural, a riqueza de espécies e abundância de indivíduos (Souza *et al.*, 2019b; Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013).

O aumento do estágio de sucessão natural possibilita maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos, contribuindo para ganhos no acúmulo de biomassa viva acima do solo (Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013), o que justifica os maiores acúmulos nos ecossistemas de referência e os menores nas áreas de nucleação, com acúmulos totais na ordem $ERI > ERII > NES > NEP$. Além disso, a idade de implantação das áreas de nucleação pode ter contribuído para o reduzido acúmulo de biomassa aérea, povoamento mais jovem geralmente apresentam baixa riqueza e abundância de indivíduos, com isso acumulam menos biomassa (Souza *et al.*, 2019b; Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013).

Com relação a dominância de algumas espécies no acúmulo de biomassa para as áreas, pode-se inferir que a biomassa das espécies está fortemente correlacionada com a distribuição e abundância dos seus indivíduos (Santos *et al.*, 2016; Lima Júnior *et al.*, 2014), o que implica no maior acúmulo de biomassa pelas espécies com maiores densidades de indivíduos, como verificado nas áreas amostrais.

Os resultados obtidos revelam padrões contrastantes entre as duas técnicas de nucleação. Embora o NEP tenha apresentado maior número de parcelas com ocorrência de regeneração natural, refletido nas maiores frequências absoluta, os núcleos do tipo NES demonstraram maiores densidade e dominância absolutas de regenerantes, indicando um desempenho superior naquelas parcelas onde a regeneração efetivamente ocorreu.

Esse padrão é coerente com o papel funcional das espécies pioneiras na restauração, que geralmente são eficazes na modificação rápida das condições microambientais, como sombreamento, retenção de umidade e proteção do solo, favorecendo a entrada de propágulos e o início da regeneração natural (Andrade *et al.*, 2024; Noutcheu *et al.*, 2024; Souza *et al.*, 2024). Tais espécies são conhecidas por sua rusticidade, crescimento rápido e capacidade de colonizar ambientes abertos e degradados, o que pode explicar a maior ocorrência de regeneração natural nas parcelas de NEP.

Por outro lado, os núcleos com plantio de espécies secundárias parecem criar condições mais favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento da regeneração, o que é evidenciado pelos maiores valores de altura média, composição florística, grupo ecológicos e estrutura hipsométrica para a camada regenerante na área. Isso pode estar relacionado ao efeito facilitador mais duradouro de espécies secundárias, as quais tendem a formar copas mais estáveis, maior acúmulo de serapilheira e um ambiente mais estruturado para o recrutamento de novas espécies. Assim como, do cercamento com galhos e revolvimento do solo em área total, no qual favorece a deposição de material orgânico, atividade microbiológica do solo, minimiza a pressão do sobrepastejo, reduz a compactação do solo

com melhor desenvolvimento radicular e estimula o banco de sementes do solo (Cabral; Sampaio; Almeida-Cortez, 2013; Souza *et al.*, 2019b; Poorter *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2022), o que justifica a regeneração natural mais estruturada no NES.

Dentre as áreas de nucleação, a NES foi a que apresentou características florísticas e estruturais mais semelhantes aos ecossistemas de referência, principalmente do ERII, apesar da baixa ocorrência de parcelas com regeneração, o que reforça a eficácia ecológica desse tipo de arranjo florístico e das técnicas de implantação no avanço da sucessão florestal.

Apesar disso, ambas as áreas de nucleação apresentaram valores inferiores aos ecossistemas de referência (ERI e ERII) no que se refere à biomassa aérea e parâmetros fitossociológicos, o que reforça a importância dessas áreas como marcos referenciais no monitoramento da restauração florestal (Brancalion *et al.*, 2012).

Assim, as duas técnicas de nucleação apresentam funções complementares no processo de restauração, enquanto o NEP atua como catalisador da regeneração ao ampliar a ocupação espacial do processo, o NES favorece maior qualidade estrutural e composicional da regeneração natural, aproximando-se mais das características dos ecossistemas em regeneração natural.

3.1.7. Síndrome de dispersão

O mecanismo de síndrome de dispersão aborda a forma como as espécies dispersão seus propágulos, com o intuito de favorecer a germinação das sementes e gerar novos indivíduos. Avaliar esse processo é crucial para compreender a dinâmica populacional, identificar padrões na distribuição de espécies e entender como a dispersão influencia na sucessão ecológica. Neste sentido, o mecanismo de dispersão predominante nas áreas amostrais foi a autocoria (dispersão realizada pela própria espécie através de mecanismos adaptativos), representando 83,5% dos indivíduos regenerantes, seguido da anemocoria (dispersão realizada pelo vento) e zoocoria (dispersão realizada pelos animais), constando de 12,7% e 3,8%, respectivamente (Figura 15).

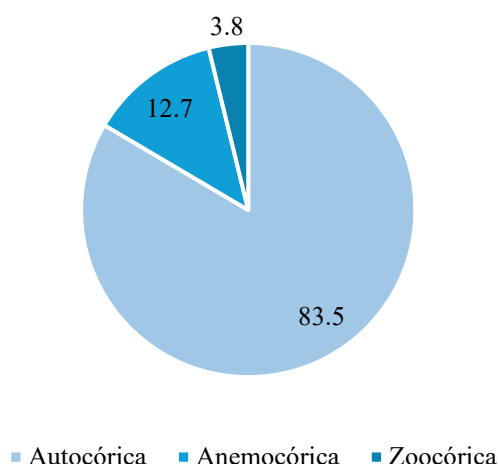


Figura 15. Percentual de Síndrome de Dispersão das espécies regenerantes identificadas nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

De forma isolada, no ERI e NES seguiram os mesmos padrões gerais, com mecanismos de dispersão predominantes na ordem de autocoria > anemocoria > zoocoria, porém com percentuais diferentes. Para o ERII o principal mecanismo de dispersão foi a autocoria, seguido da zoocoria, não sendo identificado indivíduos regenerantes com mecanismo de dispersão anemocórica. Nos NEP, o mecanismo de dispersão majoritário foi a autocoria, seguido da zoocoria e anemocoria (Figura 16).

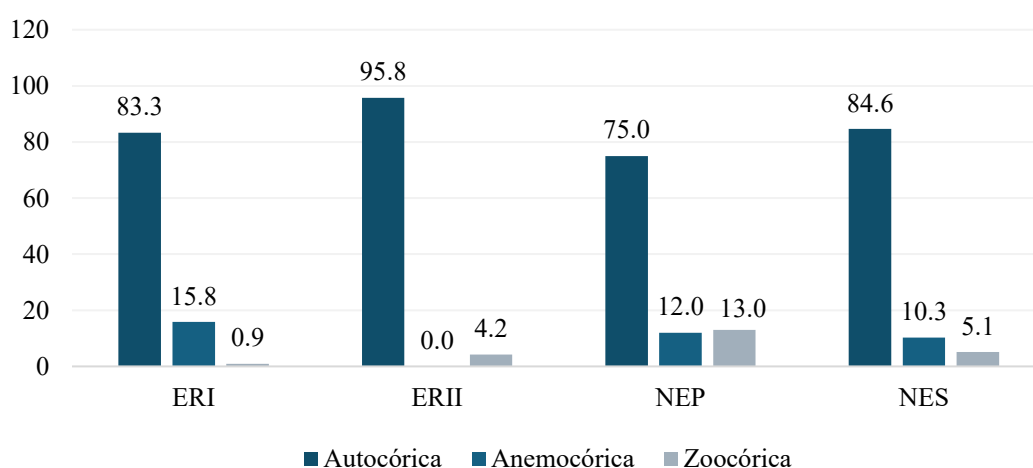


Figura 16. Percentual de Síndrome de Dispersão das espécies regenerantes nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

Em condições de Caatinga hiperxerófila, os vetores abióticos têm forte influência na dispersão de sementes, devido à baixa disponibilidade hídrica, o que implica a maioria das espécies priorizarem a dispersão autocórica e anemocórica, como identificado no presente estudo. Nessas condições, as espécies tendem a produzir frutos secos, de baixo peso e dimensão para facilitar a dispersão (Lavôr *et al.*, 2023; Luz *et al.*, 2024). De acordo com Oliveira de Ó *et al.* (2021), a Caatinga apresenta elevada riqueza de autocoria, tendo como principais representantes espécies das famílias Fabaceae e Euphorbiaceae, famílias com elevado número de táxons, o que justifica o predomínio de espécies autocóricas no presente estudo.

As espécies anemocóricas dependem principalmente da ação do vento para realizar a dispersão de suas sementes, com a presença de estruturas características para facilitar a dispersão a longas distâncias, por exemplo a *Aspidosperma pyrifolium*, no qual apresenta sementes aladas (asas) como mecanismo facilitador de dispersão. Segundo Lavôr *et al.*, (2023), esse tipo de dispersão ocorre principalmente em área com estágio avançado de regeneração natural, devido as árvores mais altas facilitarem a disseminação das sementes a longas distância, o que justifica o ERI apresentar a anemocoria com segundo mecanismo de dispersão predominantes das espécies.

Vale ressaltar que a dispersão de espécies anemocóricas também pode ser influenciada pela degradação do ambiente, no qual a menor densidade de espécies favorece a translocação das sementes, como identificado por Lavôr *et al.* (2023) e evidenciado nas áreas de nucleação para o presente estudo.

Com relação a zoocoria, os animais têm um papel fundamental para disseminação das sementes, no qual as sementes podem atingir grandes distâncias da planta mãe. Nas regiões semiáridas, com a Caatinga, a dispersão por zoocoria é relativamente inferior às demais formas, isso ocorre devido nas condições de baixos recursos hídricos a maioria das espécies não produzirem frutos com pericarpo de biomassa elevada, atrativos a fauna (Luz *et al.*, 2024). Contudo, é verificado que nos NEP e ERII a zoocoria foi o segundo mecanismo de dispersão predominante. Esse fato pode estar associado às áreas estarem sujeitas a pastagem de herbívoros-exóticos na região, como caprinos e ovinos, favorecendo a dispersão de sementes zoocóricas, como constatado por Sena *et al.* (2021). Os autores observaram aumento na dispersão de sementes de *Prosopis juliflora* em área de Caatinga, tendo os caprinos como os potenciais agentes dispersores.

É importante destacar que a maioria das espécies apresentam mecanismos secundários de dispersão para facilitar a propagação dos seus propágulos, por exemplo, as espécies

Jatropha mollissima, *Jatropha ribifolia* e *Cnidoscolus quercifolius* têm como mecanismo de dispersão predominante a autocoria e como mecanismo secundário a mirmecocoria (dispersão por formigas) (Leal *et al.*, 2014).

3.2. Avaliação da vitalidade das mudas

Os parâmetros estruturais dos indivíduos plantados nas áreas de nucleação são apresentados na figura 17.

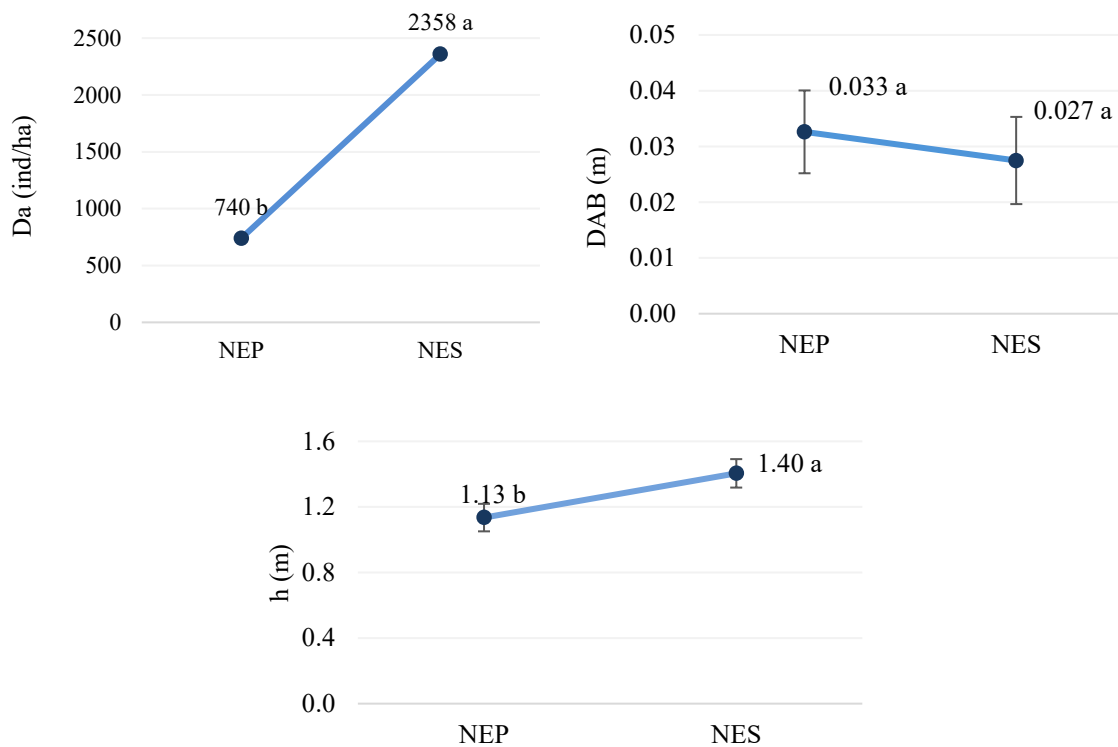


Figura 17. Parâmetros estruturais dos indivíduos plantados nos núcleos de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. Em que: DA = Densidade absoluta (ind/ha); DAB = Diâmetro médio na altura da base (m); e h = Altura média (m). Figura. * Letras iguais na linha não diferem entre si estatisticamente ao nível de 1% pelo teste t de Student.

O diâmetro médio à altura da base (DAB) não diferiu entre as áreas de nucleação após três anos de plantio das mudas. Padrão não identificado para densidade absoluta (DA) e altura média (h) dos indivíduos entre as áreas, no qual a maior DA dos indivíduos foi identificado no NES, com 2.358 ind ha⁻¹, diferindo significativamente ao nível de 1% pelo teste de Student do NEP, com 740 ind ha⁻¹. O maior incremento em altura também foi identificado no NES, diferindo do NEP. Isso indica que as mudas do grupo ecológico das secundárias tiveram

maior adaptabilidade ao ambiente, o que favoreceu o desenvolvimento estrutural dos indivíduos, com relação a DA e h.

Tendo em vista o comportamento sucessional da vegetação florestal com relação aos grupos ecológicos, era esperado melhor desenvolvimento estrutural das mudas nos NEP em relação aos NES, devido a maior adaptabilidade das espécies pioneiras as condições de elevado estresse (Poorter *et al.*, 2021), como nas áreas de implantação das mudas. Porém observa-se comportamento diferente, o que pode estar associado as estratégias de plantio e proteção dos núcleos adotado nos NES, como plantio de elevado adensamento, disposição das espécies nos núcleos, revolvimento do solo em área total e o cercamento dos núcleos com galhos.

O plantio adensado promove a rápida proteção do solo, amenizando o clima dentro do núcleo; a inserção de espécies secundárias iniciais nas extremidades dos núcleos favorece a maior proteção das espécies tardias, o que pode contribuir para o melhor estabelecimento; o revolvimento do solo em área total reduz a compactação do solo e favorece o desenvolvimento radicular, assim como o maior acesso a água e nutrientes no presentes no solo; e o cercamento promove a maior proteção das espécies contra o ataque de herbívoros-exóticos, e ao utilizar galhos de plantas, a decomposição dos resíduos promove melhorias na qualidade do solo, além de amenizar o clima dentro do núcleo (Poorter *et al.*, 2021; Piña-Rodrigues; Reis; Marques, 1997; Krishna; Mohan, 2017; Silva *et al.*, 2022). Estratégias divergentes dos NEP, com relação ao cercamento, revolvimento do solo em área total e plantio de elevado adensamento. Assim, esses fatores podem ter contribuído para esses resultados.

3.2.1. Distribuição Hipsométrica

Os indivíduos plantados em ambas as áreas de nucleação foram destruídos em quatro classes de altura (C), que variaram de 0,15 m á alturas superiores a 4,0 m, com maior proporção de indivíduos presentes nas duas primeiras classes de altura, representando cerca de 90% de todos os indivíduos para as duas áreas (Figura 18).

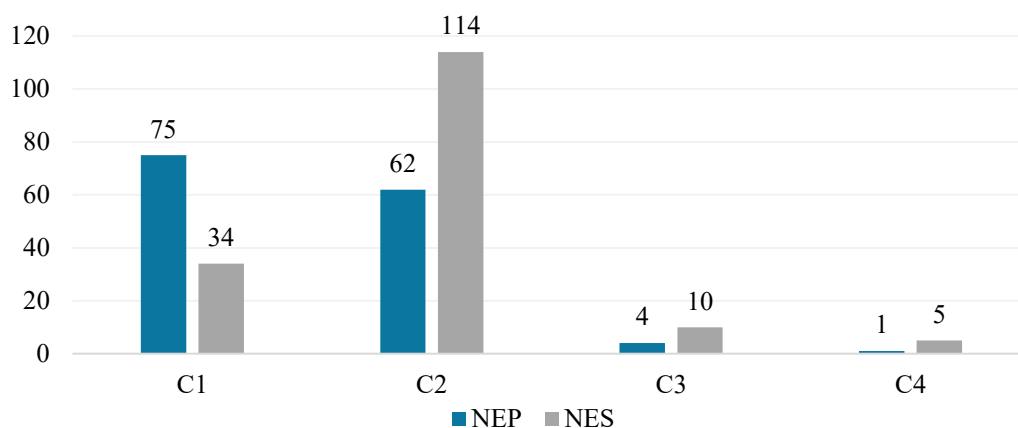


Figura 18. Número de indivíduos plantados por classes de altura nas áreas de nucleação com espécies pioneiras (NEP) e espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. C1 = $0,15\text{m} \leq H \leq 1,0\text{m}$; C2 = $1,0\text{m} < H \leq 2,0\text{m}$; C3 = $2,0\text{m} < H \leq 3,0\text{m}$; C4 = $3,0\text{m} < H \leq 4,0\text{m}$.

No NEP, a maior proporção dos indivíduos se concentrou na C1, com alturas variando de 0,15 m a 1,0 m, representando aproximadamente 53% de todos os indivíduos. Em contrapartida, no NES a maior proporção de indivíduos foi identificada na segunda classe de altura ($1,0\text{ m} < H \leq 2,0\text{ m}$), representando aproximadamente 70% de todos os indivíduos avaliados.

A diferença entre a maior proporção de indivíduos nas C1 e C2 para as duas áreas de nucleação pode estar associada as condições a quais os indivíduos foram submetidos desde o plantio. Em ambientes com elevado estresse hídrico, como a Caatinga, algumas espécies ajustam sua alocação de recursos, priorizando o desenvolvimento radicular para melhorar a absorção de água e nutrientes, enquanto minimizam o crescimento em altura, estratégia adaptativa crucial para a sobrevivência das plantas em condições adversas (Espinosa; Esparza; Jara-Guerreiro, 2024). Assim, com a ausência da coroa de galhos e o plantio de baixo adensamento no NEP, as mudas foram submetidas a maior estresse, quando comparado aos NES, o que pode ter reduzido a disponibilidade de recursos para o crescimento. Por outro lado, a adoção dessas estratégias no NES pode ter favorecido as melhores condições, o que propiciou maior crescimento em altura das mudas para esta área.

A baixa proporção de indivíduos nas classes mais altas (C3 e C4) para ambas as áreas de nucleação pode estar associada a idade das mudas. Em estudo realizado por Sales *et al.* (2019) com plantio de mudas em áreas submetidas a degradação, após três anos de plantio os autores identificaram médias de altura inferiores a 2,0 m. Elencado a isso, estão as características morfológicas e fisiológicas das plantas, no qual apresentam padrões de

crescimento e adaptabilidade ao ambiente de formas diferentes (Wright *et al.*, 2021; Espinosa; Esparza; Jara-Guerreiro, 2024), com isso avaliar a distribuição das espécies por classes de altura é essencial para compreender o comportamento das mesmas.

Ao avaliar a distribuição das espécies por classes de altura nas duas áreas de nucleação, no NEP a maioria está distribuída em apenas duas classes de altura, com uma espécie inserida nas quatro classes de altura, apresentando baixa distribuição das espécies em altura (Figura 19).

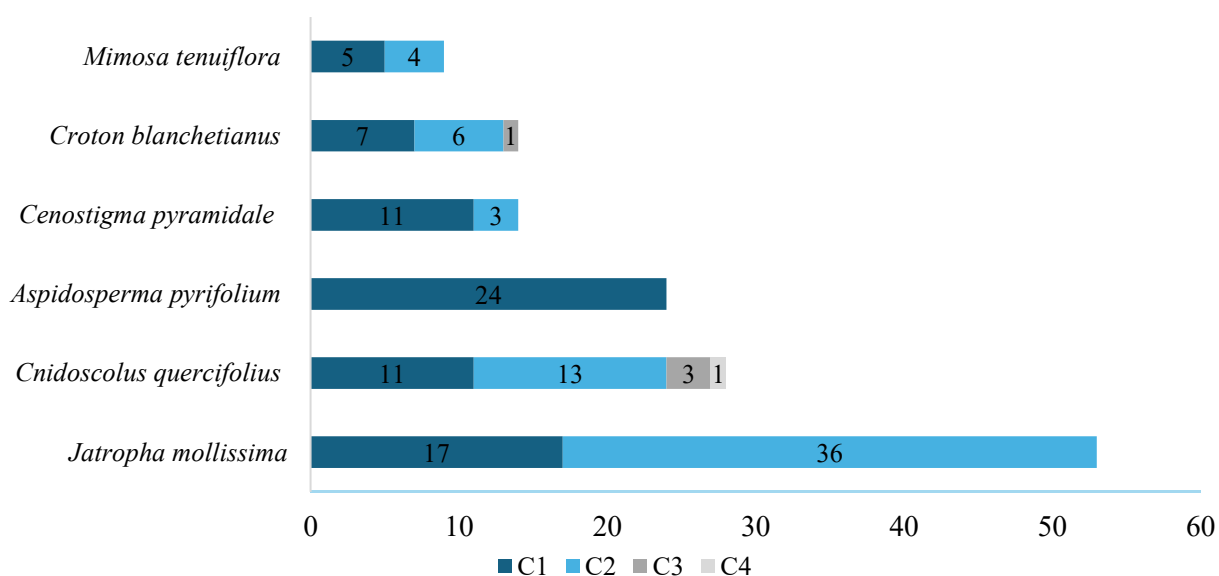


Figura 19. Distribuição por classes de altura das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies pioneiras (NEP) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. C1 = $0,15m \leq H \leq 1,0m$; C2 = $1,0m < H \leq 2,0m$; C3 = $2,0m < H \leq 3,0m$; C4 = $3,0m < H \leq 4,0m$.

Com relação ao NES, a distribuição das espécies em classes de altura foi mais variável, com mais de uma espécie presente nas quatro classes de tamanho (Figura 20).

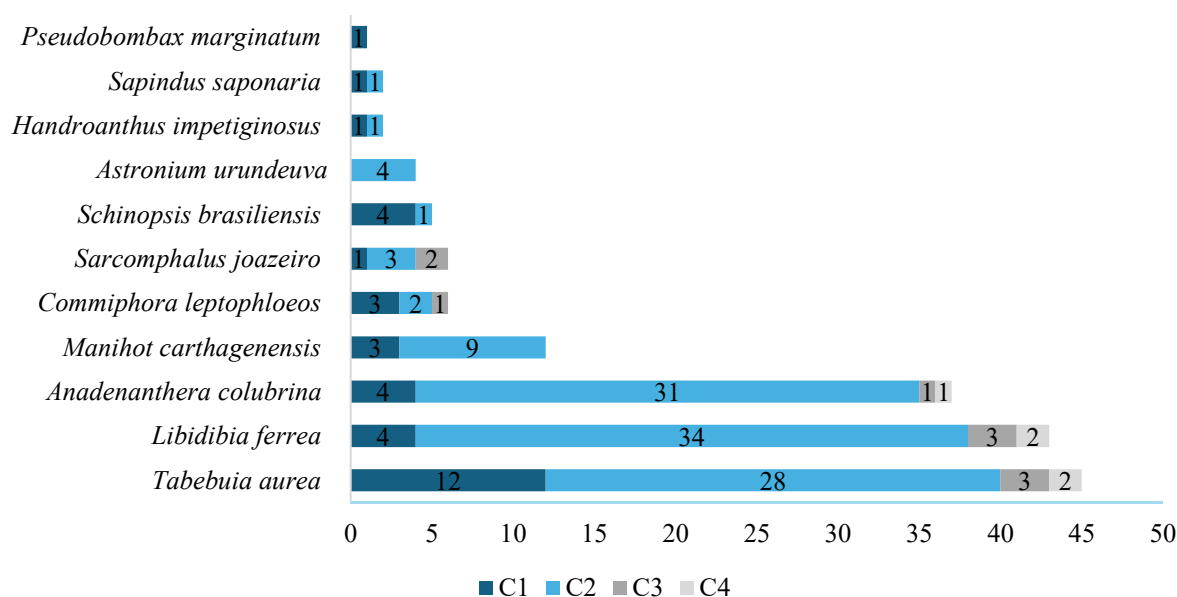


Figura 20. Distribuição por classes de altura das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. C1 = $0,15\text{m} \leq H \leq 1,0\text{m}$; C2 = $1,0\text{m} < H \leq 2,0\text{m}$; C3 = $2,0\text{m} < H \leq 3,0\text{m}$; C4 = $3,0\text{m} < H \leq 4,0\text{m}$.

No NEP, apenas *Cnidoscolus quercifolius* está presente em todas as classes de altura, seguida da *Croton blanchetianus*, distribuída nas três primeiras classes de altura, contudo não são as espécies com maior número de indivíduos na área (Figura 19).

A *Jatropha mollissima*, *Cenostigma pyramidales* e *Minosa teniflora* estão presentes nas duas primeiras classes de altura, e apenas a *Aspidosperma pyrifolium* está distribuída em uma classe de altura (C1) com 24 indivíduos, representando a terceira espécie mais abundante no NEP. Apesar de estar distribuída em apenas duas classes de altura, a *Jatropha mollissima* é a espécie mais abundante no NEP, representando cerca de 37% de todos os indivíduos.

A *Cnidoscolus quercifolius* também merece destaque, além de estar distribuídas em todas as classes de altura, é a segunda espécie mais abundante entre os indivíduos plantados, representando aproximadamente 18% de todos os indivíduos. A proporção de indivíduos plantados entre *Jatropha mollissima* e *Cnidoscolus quercifolius* foram diferentes nos NEP, 120 e 30 mudas por espécie, respectivamente, o que justifica o maior acúmulo de *Jatropha mollissima* na área. Outro ponto é a disposição das mudas nos núcleos, a *Jatropha mollissima* foi disposta nas extremidades dos núcleos, enquanto a *Cnidoscolus quercifolius* no centro.

Plantas localizadas no interior de núcleos vegetacionais podem se beneficiar de microambientes mais estáveis, com menor variação térmica e hídrica, promovendo um crescimento mais uniforme. Em contrapartida, nas extremidades dos núcleos é esperado o

oposto, com redução do crescimento em altura e alocação dos recursos para sobrevivência (Wright; Francia, 2024; Holl, 2020). Além disso, plantas localizadas na parte interna da vegetação tendem a apresentar maior crescimento em altura, como uma resposta adaptativa à limitação luminosa, buscando maximizar a interceptação de radiação solar necessária para suas atividades metabólicas (Huber *et al.*, 2020; Fiorucci; Fankhauser, 2017), o que justifica a distribuição da *Jatropha mollissima* nas classes C1 e C2 e a *Cnidoscolus quercifolius* em todas as classes de altura.

No NES, três espécies (*Tabebuia aurea*, *Libidibia ferrea* e *Anadenanthera colubrina*) estão distribuídas nas quatro classes de altura, apresentando também o maior acúmulo de indivíduos na área, com concentrações na ordem de 27,6%, 26,4% e 22,7% (Figura 20).

A *Commiphora leptophloeos* e *Sarcomphalus juazeiro* estão inseridas nas três primeiras classes de altura, acumulando seis indivíduos para cada espécie. Já as espécies *Manihot carthagenesis*, *Schinopsis brasiliensis*, *Handroanthus impetiginosus* e *Sapindus saponaria* em apenas duas classes de tamanho (C1 e C2). Por fim, a *Astronium urundeuva* e *Pseudobombax marginatum* estão presentes em apenas uma classe de tamanho, C2 e C1 respectivamente, com menor acúmulo de indivíduos.

Com esses resultados para o NES, observa-se que a estruturação dos núcleos favoreceu o crescimento das mudas, em especial para as espécies secundárias iniciais, exceto para *Manihot carthagenesis*, contudo ela foi a quarta espécie com maior acúmulo de indivíduos. As espécies pertencentes a esse grupo ecológico foram dispostas e plantadas em quantidades semelhantes nos núcleos, identificá-las após três anos de plantio com elevado acúmulo de indivíduos e distribuídas em diferentes classes de altura, demonstra a capacidade de adaptação ao ambiente e o potencial delas em processos de restauração.

Nesse sentido, destaca-se as espécies pertencentes ao grupo ecológico das secundárias tardias: *Commiphora leptophloeos* e *Sarcomphalus juazeiro*, que apesar de serem fisiologicamente mais exigentes com relação ao ambiente (Pineda-Garcia; Paz; Meinzer, 2013), conseguiram se sobressair, e apresentarem indivíduos com crescimento até a terceira classe de altura, demonstrando o potencial em processos de restauração.

3.2.2. Mortalidade

A taxa de mortalidade nas áreas de nucleação foi avaliada quanto a mortalidade por indivíduos e espécies plantadas, no qual não apresentaram diferenças estatísticas para ambos os parâmetros nas áreas amostrais (Figura 21). Com relação a taxa de mortalidade por indivíduos, no qual relaciona a quantidade de indivíduos mortos com o número de indivíduos

plantados, desconsiderando o tipo de espécie, as áreas de nucleação apresentaram médias aproximadas, de 47,7% para NEP e 46% para NES, o que significa que em ambos os tipos de núcleos ocorram mortes de indivíduos plantados com proporções aproximadas, porém inferiores a 50%.

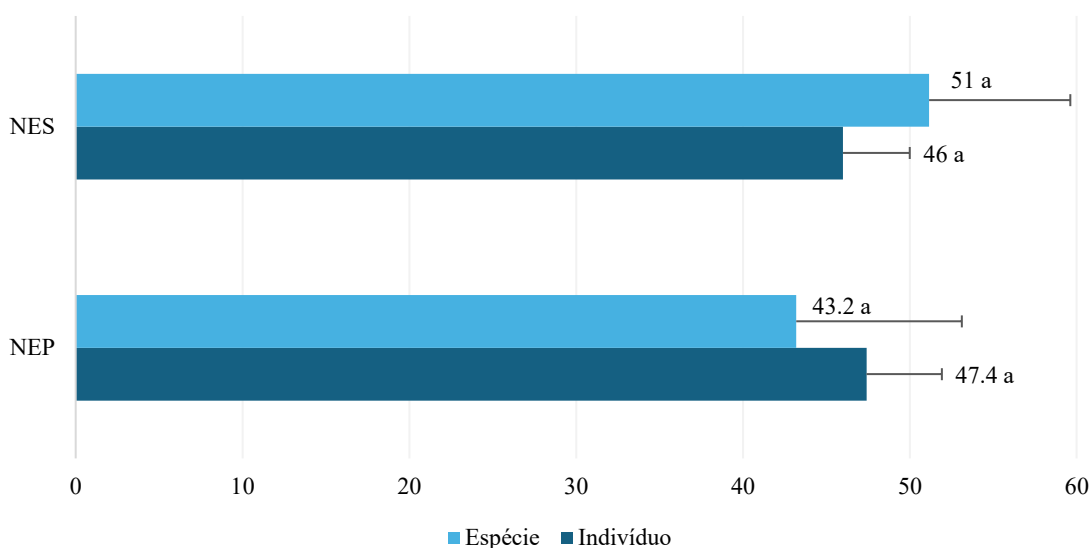


Figura 21. Taxa de mortalidade por indivíduos e espécies nas áreas de nucleação com espécies pioneiras (NEP) e espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil. * Letras iguais na barra com mesma coloração não diferem entre si estatisticamente ao nível de 1% pelo teste t de Student.

No decorrer do processo de restauração é comum a mortalidade das mudas, principalmente em ambiente com elevado nível de degradação. Os três primeiros anos após o plantio das mudas, classificada como a fase pós-implantação, é decisivo para o estabelecimento das mudas, devido a área apresentar baixa disponibilidade de recursos, o que acirra a competição entre as plantas (Brancaion *et al.*, 2012). Na região Semiárida, essa competição é agravada pela baixa disponibilidade de recursos hídrico e elevadas temperaturas (Ramos *et al.*, 2023; Borges *et al.*, 2020), o que pode elevar a taxa de mortalidade das mudas.

É importante destacar que quando os núcleos foram selecionados para aplicação da pesquisa, todos os núcleos para ambas as condições (P e S) apresentavam taxa de sobrevivência maiores de 70% (levantamento realizado aproximadamente um ano após implantação das mudas), o que significa que no decorrer desses dois anos a taxa de mortalidade dos indivíduos elevou. Porém, constatar taxas de mortalidade entre núcleos para o número de indivíduos plantados inferiores a 50% numa região onde a disponibilidade hídrica e elevadas temperaturas são fatores limitantes para sobrevivência das plantas pode ser

considerado um ponto positivo, especialmente no NES, no qual as espécies são mais exigentes as condições do meio ao qual estão inseridos.

Neste sentido, avaliar a taxa de mortalidade por espécie é necessário, pois permite identificar quais são as espécies mais adequadas para utilização em projetos de restauração no Semiárido, além de identificar a situação atual das mudas.

A taxa de mortalidade por espécies nos núcleos foi relativamente maior nos NES (51%) quando comparados aos NEP (43,2%), porém não diferiram entre si estatisticamente (Figura 17).

Ao avaliar a composição das espécies nas duas áreas de nucleação, observou-se que nos NEP todas as espécies apresentaram taxas de mortalidade, com percentagem máxima de 70% (Figura 22).

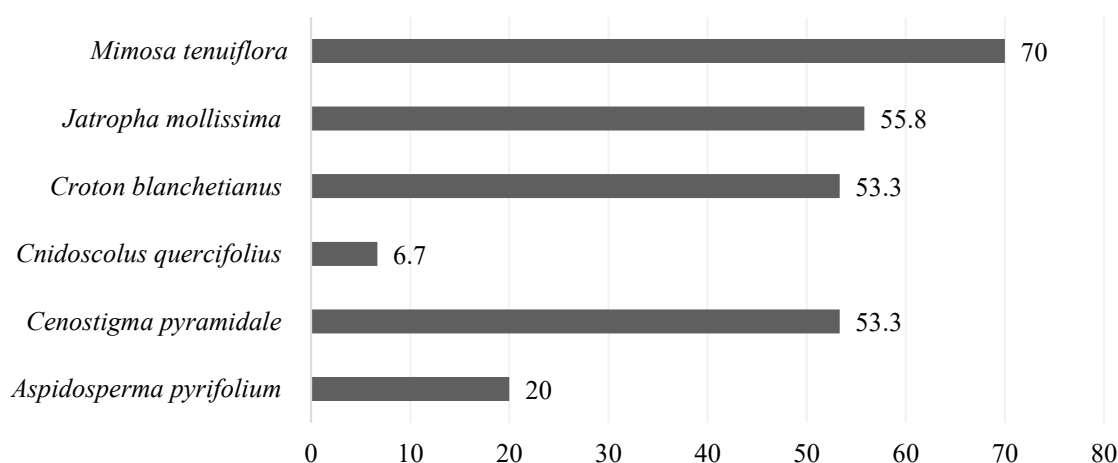


Figura 22. Taxa de mortalidade das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies pioneiras (NEP) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

Nos NES não foi observado o mesmo padrão, constatando espécies com 0% e 100% de taxa de mortalidade (Figura 23).

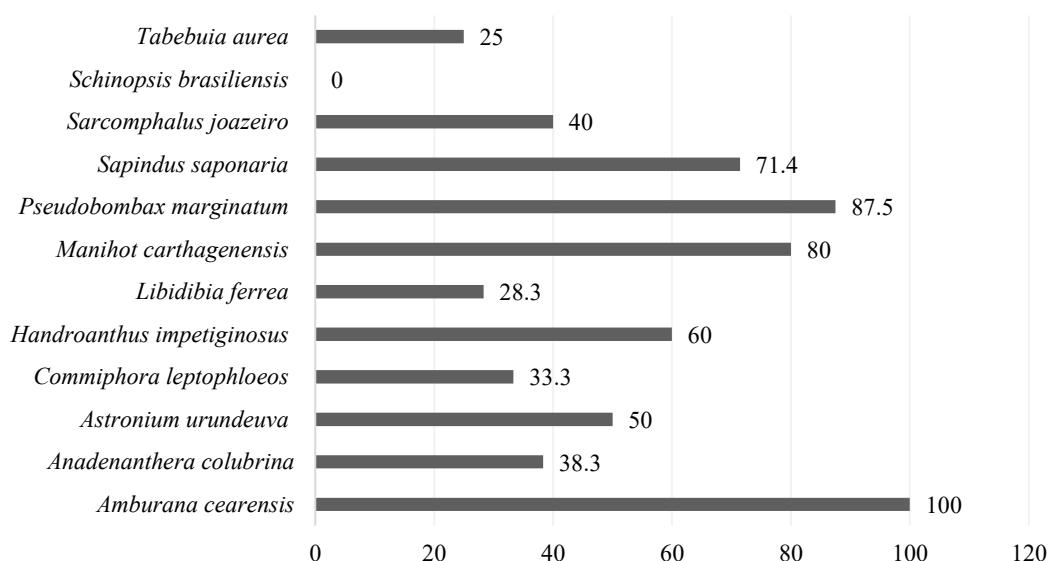


Figura 23. Taxa de mortalidade das espécies plantadas nas áreas de nucleação com plantio de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

No tocante dos NEP, foi identificado que das seis espécies plantadas, quatro apresentaram taxas de mortalidade superiores a 50% (*Mimosa tenuiflora*, *Jatropha mollissima*, *Croton blanchetianus* e *Cenostigma pyrifolium*) (Figura 22), no qual são espécies frequentemente utilizadas em projetos de restauração florestal na região Semiárida da Caatinga, devido as espécies em questão se adaptarem com maior facilidade às condições escassas do ambiente (Fernandes *et al.*, 2024; Souza *et al.*, 2022). Um dos possíveis motivos associados a elevada taxa de mortalidade dessas espécies é a herbivoria-exótica local, principalmente por ovinos e caprinos. A circulação desses animais pode elevar a taxa de mortalidade das espécies ainda jovens (Melo, 2017; Ribeiro *et al.*, 2016), e os NEP não foram cercados, o que facilita o acesso desses animais ao local.

A *Aspidospermas pyrifolium* e *Cnidoscolus quercifolius* foram as espécies nos NEP com menor taxa de mortalidade, especialmente a *Cnidoscolus quercifolius*, no qual estava localizada no centro de todos os NEP. A *Cnidoscolus quercifolius* é uma planta arbustiva, que se adapta a baixa disponibilidade de recursos hídricos e elevadas temperaturas, utilizada na restauração de áreas degradadas na Caatinga (Fernandes *et al.*, 2024). A espécie apresenta em sua estrutura externa tricomas urticantes aciculiformes, que atuam como mecanismo de defesa á herbivoria (Paredes *et al.*, 2016; Nascimento *et al.*, 2023), o que pode ter favorecido a sobrevivência da espécie.

Além disso, o fato da *Cnidoscolus quercifolius* está localizada no centro dos núcleos pode ter facilitado a sobrevivência da espécie, devido as condições mais amenas na parte interna dos núcleos. Com o desenvolvimento das espécies, o clima dentro dos núcleos tende a melhorar, devido ao crescimento vegetativo (Voogel *et al.*, 2015), o que promove menor incidência de luz solar, favorecendo a melhoria na qualidade do solo (Michaels *et al.*, 2020; Reis *et al.*, 2010), podendo beneficiar principalmente as espécies localizadas no centro dos núcleos.

Com relação aos NES, das 12 espécies utilizadas para restauração, apenas cinco espécies obtiveram mortalidade acima de 50% (Figura 23), no qual uma é classificada como secundária inicial (*Manihot carthagenesis*) e quatro como secundárias tardias (*Amburana cearensis*, *Pseudobobax marginatum*, *Sapindus saponaria* e *Handroanthus impetiginous*).

Tendo em vista as exigências das espécies secundárias para efetivo desenvolvimento, e as condições locais (supressão da vegetação, baixa disponibilidade de recursos hídricos e elevadas temperaturas) ao qual as mudas foram inseridas, identificar taxas de mortalidade para maioria das espécies inferiores a 50% pode indicar o potencial das espécies secundárias na restauração florestal de áreas de Caatinga sob elevado nível de degradação. Neste sentido, algumas estratégias podem ter contribuído para esse resultado, como o cercamento dos núcleos com galhos e a disposição das espécies nos núcleos, como já discutido anteriormente (Poorter *et al.*, 2021; Piña-Rodrigues; Reis; Marques, 1997; Krishna; Mohan, 2017; Silva *et al.*, 2022).

Quanto à seleção das espécies nos NES, observa-se que a *Amburana cearensis*, *Manihot carthagenesis*, *Pseudobobax marginatum* e *Sapindus saponaria* demonstraram taxas de mortalidade superiores a 70%, atingindo 100% para *Amburana cearensis*, o que significa que apesar das estratégias adotadas, citadas acima, as espécies não conseguiram se adaptarem bem as condições locais, ocasionando a mortalidade de seus indivíduos. Assim, incluir essas espécies na fase inicial de restauração pode não ser o mais indicado.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ecossistemas de referência apresentam padrões superiores às áreas de nucleação, com a camada regenerante apresentando melhores padrões estrutural e composicional, o que reforça a importância dessas áreas como parâmetros de comparação para o monitoramento da restauração. O ERI apresentou melhor desenvolvimento da camada regenerante, seguido do ERII, o que evidencia os padrões de estágios sucessionais na Caatinga.

Apesar do desenvolvimento superior nos ecossistemas de referência, os NES tendem a se aproximar mais rapidamente dos padrões observados nos ecossistemas de referência, principalmente do ecossistema em estágio intermediário de regeneração natural. Isso sugere que o uso de espécies secundárias aliados a métodos de implantação e proteção podem ser estratégicos para restaurar áreas que demandam maior estrutura ecológica em menor tempo.

As áreas de nucleação desempenham papéis complementares no processo inicial de restauração. O NEP atua como facilitador da colonização inicial, ampliando a área de influência da regeneração. Já o NES, embora com regeneração natural em menos parcelas, favorece o desenvolvimento mais estruturado e diversificado da regeneração natural, o que pode contribuir para maior estabilidade ecológica ao longo do tempo.

Com relação às condições atuais das mudas de espécies arbustivo-arbóreas nas áreas de nucleação, foi verificado efetivo desenvolvimento das mudas para ambas as condições, com taxas de mortalidade semelhantes dentre os dois tipos de núcleos (aproximadamente 47%). Contudo, os melhores desenvolvimentos estrutural e vertical foram constatados nas mudas pertencentes ao grupo ecológico da secundárias, evidenciando a maior efetividade da desta técnica e das estratégias de implantação e proteção adotados no estabelecimento e sobrevivência das mudas no processo inicial de restauração florestal.

No tocante das espécies plantadas, destaca-se no NEP a *Cnidoscolus quercifolius* e *Aspidospermas pyrifolium* pela baixa mortalidade ($\leq 20\%$), sugerindo boa adaptação às condições locais, mesmo sob alto nível de estresse. No NES, apesar das maiores exigências ambientais das espécies, a maioria teve desempenho satisfatório, com exceção da *Amburana cearensis*, *Manihot carthagenesis*, *Pseudobobax marginatum* e *Sapindus saponaria*, com taxas de mortalidade superiores a 70%, indicando que a introdução dessas espécies na fase inicial da restauração pode não ser a mais recomendada.

Conclui-se que a combinação de estratégias pode ser mais eficaz, diante da complementaridade observada entre as áreas de nucleação para regeneração natural, a implementação de núcleos mistos ou mosaicos que integrem ambas as estratégias podem representar um caminho promissor para maximizar a efetividade da restauração florestal, equilibrando amplitude espacial da regeneração com qualidade estrutural. Além disso, a combinação entre as duas técnicas com a adoção das estratégias de implantação e proteção poderá favorecer o desenvolvimento e estabelecimento inicial das mudas.

A Caatinga é um bioma frágil e de fácil degradação, mas resiliente quando está sendo restaurado, exigindo um constante e duradouro monitoramento, principalmente quando se utiliza espécies pioneiras na restauração.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação.** In: Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, p. 48-75, ISBN 978-85-7455-440-2, 2016. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/8xvf4/pdf/almeida-9788574554402-06.pdf>. Acesso em: 22 de out. de 2024.
- ALVES, A. P. de A.; GOMES, A. S.; MOURA, D. C.; SOUSA, L. A. de; OLIVEIRA, M. H.; MARQUES, A. de L.; RODRIGUES, E. de M.; COSTA, C. R. G. da. Temporal rhythms of dry tropical forest regeneration under exploration of granite-gnaiss mining in a semi-arid área. *Journal of Forests*, v. 8, n. 1, p. 23-36, 2021. <https://doi.org/10.18488/journal.101.2021.81.23.36>.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n.6, p.711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ANDRADE, L. M. P. M.; MESQUITA, F. O.; VASCONCELOS, E. S. A. G.; MESQUITA, E. F.; GUSMÃO, M. A. B.; TRAVASSOS, K. D.; SOUSA, C. S.; DINIZ, J. P. C. Role of native Caatinga plants in the ecological restoration of degraded ecosystems. *Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana*, Curitiba, v. 22, n. 11, p. 01-18, 2024. <https://doi.org/10.55905/oelv22n11-244>.
- BARROS, L. M. F.; SOARES, J. S. Características anatômicas foliares de plantas lenhosas da Caatinga com diferentes estratégias de utilização da água. *Revista Ciência Agronômica*, Fortaleza, v. 44, n. 1, p. 76–83, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000100010>.
- BECHARA, F. C.; DICKENS, S.J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. *Biodivers Conserv*, v. 25, p. 2021–2034, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>.
- BORGES, C. K.; SANTOS, C. A. C. dos; CARNEIRO, R. G.; *et al.* Seasonal variation of surface radiation and energy balances over two contrasting areas of the seasonally dry tropical forest (Caatinga) in the Brazilian semi-arid. *Environ Monit Assess*, v.192, n.524, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08484-y>
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração, in: Martins, S.V. (Ed.), **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, Viçosa UFV, p. 262–293, 2012.
- BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, v. 69, n. 346, p. 364-367, 1974.
- CABRAL, G. A. de L.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. de A. Estrutura espacial e biomassa da parte aérea em diferentes estágios sucessionais de caatinga, em Santa Terezinha, Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 3, p. 566–574, 2013. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20130057>.

CAMPOS, D. A.; ANDRADE, E. M.; CASTANHO, A. D. A.; FEITOSA, R. C.; PALÁCIO, H. Q. A. Biomass Dynamics in a Fragment of Brazilian Tropical Forest (Caatinga) over Consecutive Dry Years. *Appl. Sci.*, v. 10, n. 7813, 2020.

<https://doi.org/10.3390/app10217813>.

CARVALHO, J. N.; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; RODRIGUES, R. G.; FONTANA, A. P.; PIFANO, D. S. Native caatinga species for the recovery of degraded areas in the Brazilian semiarid region. *Revista Árvore*, v. 46, n. 4610, 2022.

<http://doi.org/10.1590/1806-908820220000010>.

CARVALHO, A. J. A. de; SOUZA, E. H. de; Costa, G. M. da; AONA, L. Y. S.; SOARES, A. C. F. Vascular epiphytes on licuri palms (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc.) in a toposequence: Caatinga conservation indicator species. *Braz. J. Bot.*, v. 43, p.1061–1075, 2020.

<https://doi.org/10.1007/s40415-020-00669-6>

COSTA, T. M.; Dos SANTOS, M. G. M.; NEVES, S. P. S.; De MIRANDA, L. d'A. P.; FUNCH, L. S. Phenological dynamics of *Croton heliotropiifolius* populations in a savanna/caatinga gradient, Chapada Diamantina, Brazil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 72, 01322020, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860202172130>.

DUTRA JÚNIOR, M. P.; MARANGON, L. C.; GONÇALVES, M. da P. M.; FELICIANO, A. L. P. Análise fitossociológica e de indicadores ecológicos em duas áreas de Caatinga com históricos diferentes de uso no Sertão Paraibano. *CIENCIA FLORESTAL*, v. 32, p. 1439-1459, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509865774>.

ESPINOSA, C. I.; ESPARZA, E.; JARA-GUERRERO, A. Adaptive Seedling Strategies in Seasonally Dry Tropical Forests: A Comparative Study of Six Tree Species. *Plants*, Basel, v. 13, n. 20, p. 2900, 2024. <https://www.mdpi.com/2223-7747/13/20/2900>.

FERNANDES, S. P. dos S.; BAKKE, I. A.; BAKKE, O. A.; MARTINS, K. B. da S. Survival and growth of planted and naturally established trees in a degraded caatinga área. *Rev. Caatinga*, Mossoró, v. 37, n. 11788, 2024. <https://doi.org/10.1590/1983-21252024v37i11788rc>.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetation and flora of the Caatinga. *Science and Culture*, v. 70, p. 51-56, 2018.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, de L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemismo. *Journal of Arid Environments*, v. 174, e. 104079, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>.

FIORUCCI, A.-S.; FANKHAUSER, C. Plant Strategies for Enhancing Access to Sunlight. *Current Biology*, v. 27, n. 17, p. R931-R940, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.05.085>.

GERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. de L.; SANTOS, dos T. M. R.; SHIBUYA, P. S.; MARQUES, M. C. M.; LAURANCE, S. G. W.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in

Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, e. 117802, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>.

HOLL, K. D. Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 5, p. 925–933, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>.

HUBER, M; NIEUWENDIJK, N. M.; PANTAZOPOULOU, C. K.; PIERIK, R. Light signalling shapes plant-plant interactions in dense canopies. **Plant Cell Environ**, v. 44, n. 4, p.1014-1029, 2021. <https://doi.org/10.1111/pce.13912>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed., rev. e ampl. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 272 p., 2012.

Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 03 jan. 2023.

JESUS, J. B. de; OLIVEIRA, D. G. de; ARAÚJO, W. S.; CRUSZ, S. L. da; KUPLICH, T. M. Influência da antropização na composição florística e fitossociologia da Caatinga suscetível à desertificação no estado de Sergipe, Brasil. **Tropical Ecology**, v.63, p.398–408, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42965-021-00201-1>

KRISHNA, M.P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energ. Ecol. Environ**, v.2, p.236–249, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>

LACERDA, A. V. de; LIMA, J. P. de; NUNES, T. J. de O.; GOMES, A.; DORNELAS, C. S. M.; ALCÂNTARA, H. M de; BARBOSA, F. M. Population Dynamics of *Croton blanchetianus* Baill. in a Caatinga Area in the Brazilian Semi-Arid. **American Journal of Plant Sciences**, v. 9, p. 920-932, 2018. doi: [10.4236/ajps.2018.94070](https://doi.org/10.4236/ajps.2018.94070).

LAVÔR, I. A. de; LAVÔR D. T. de; LAVÔR, C. S. de; BRAGA, D. V. V. Análise da diversidade e caracterização das síndromes de dispersão de diásporos em um gradiente sucessional de caatinga hiperxerófila. **Biodiversidade Brasileira**, v. 13, n. 3, p. 1-10, 2023. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v13i3.2207>

LEAL, L. C.; LIMA NETO, M. C.; OLIVEIRA, de A. F.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Myrmecochores can target high-quality disperser ants: variation in elaiosome traits and ant preferences for myrmecochorous Euphorbiaceae in Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 2, p. 493-500, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2789-2>

LIMA JÚNIOR, C. de.; ACCIOLY, L. J. de A.; GIONGO, V.; LIMA, R.L. F. de A.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; MENDES, R. S. C. Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. *Sci. For.*, Piracicaba, v. 42, n. 102, p. 289-298, jun. 2014. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1096262>. Acesso em: 29 de nov. de 2024.

LUZ, G. A. da; TROVÃO, D. M. de B. M.; ROCHA, B. de F.; Correia, T. E. D.; Melo, J. I. M. de. Dispersal Syndromes in a Conservation Area in a Brazilian Semiarid Region. **Harvard Papers in Botany**, v. 29, n. 1, p.101-118, 2024. <https://doi.org/10.3100/hpib.v29iss1.2024.n12>

MEDEIROS, A. S.; GOTO, B. T.; GANADE, G. Ecological restoration methods influence the structure of arbuscular mycorrhizal fungal communities in degraded drylands.

Pedobiologia, v. 84, e. 150690, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150690>.

MELO, F. P. L. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) Caatinga. **Springer, Cham.**, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_14

MENDES, K. R.; GRANJA, J. A. A.; OMETTO, J. P.; ANTONINO, A. C. D.; MENEZES, R. S. C.; PEREIRA, E. C.; POMPELLI, M. F. *Croton blanchetianus* modulates its morphophysiological responses to tolerate drought in a tropical dry forest. **Functional Plant Biology**, v. 44, p. 1039-1051, 2017. <https://doi.org/10.1071/FP17098>.

MICHAELS, T. K.; EPPINGA, M. B.; BEVER, J. D. A nucleation framework for transition between alternate states: short-circuiting barriers to ecosystem recovery. **Ecology**, v. 101, n. 9, e. 03099, 2020. <https://doi.org/10.1002/ecy.3099>.

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

NASCIMENTO, J. B. do; SILVA, M. I. da; MENDES, J. W. da S.; DANTAS, A. R.; RODRIGUES, F. F. G.; MONTESANO, D.; GALLO, M.; TRUCILLO, P.; ZENGİN, G.; COSTA, J. G. M. da. Chemical Composition and Biological Activities of the *Cnidocolus quercifolius*: A Review. **Processes**, v. 11, n. 7, e. 2203, 2023. <https://doi.org/10.3390/pr11072203>.

NOUTCHEU, RONALD; OLIVEIRA, FERNANDA M. P.; WIRTH, RAINER; TABARELLI, MARCELO; LEAL, INARA R. Chronic human disturbance and environmental forces drive the regeneration mechanisms of a Caatinga dry tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Amsterdam, v. 22, n. 1, p. 79–92, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.01.002>.

OLIVEIRA de Ó, A.; SANTOS, F. I. R.; LOPES, C. Variações na flora e síndromes de dispersão de espécies lenhosas da Caatinga e Cerrado no nordeste brasileiro. **REVISTA EQUADOR**, v. 10, p. 329-345, 2021. <https://doi.org/10.26694/equador.v10i01.12261>.

OLIVEIRA, M. T.; SOUZA, G. M.; PEREIRA, S.; OLIVEIRA, D. A. S.; FIGUEIREDO-LIMA, K. V.; ARRUDA, E.; SANTOS, M. G. Seasonal variability in physiological and anatomical traits contributes to invasion success of *Prosopis juliflora* in tropical dry forest. **Tree Physiology**, v. 37, n. 3, p. 326–337, 2017. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw123>.

PAREDES, P. F. M.; VASCONCELOS, F. R.; PAIM, R. T. T.; MARQUES, M. M. M.; MORAIS, S. M. de; LIRA, S. M.; BRAQUEHAIS, I. D.; VIEIRA, Í. G. P.; MENDES, F. N. P.; GUEDES, M. I. F. Screening of bioactivities and toxicity of *Cnidocolus quercifolius* Pohl. **Evid.-Based Complement. Altern. Med.** v. 2016, e. 7930563, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/7930563>.

PARHIZKAR, M.; SHABANPOUR, M.; MIRALLES, I.; ZEMA, D. A.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of plant species on soil quality in natural and planted areas of a forest park in

northern Iran. *Science of The Total Environment*, v. 778, e. 146310, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146310>.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. de M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. *Ecological Engineering*, v. 157, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>.

PIELOU, E. C. **Mathematical Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1977.

PINEDA-GARCÍA, F.; PAZ, H.; MEINZER, F.C. Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: the interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. *Plant. Cell & Environment*, v. 36, p. 405-418, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02582.x>.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. *Floresta e Ambiente*, Seropédica, v. 4, p. 30–41, 1997. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/floram/a/Vk56tztFtGJggq4sntYtHCt/#>. Acesso em: 28/05/2025.

POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ALMEIDA, J. S. de; ALVAREZ, F. S.; ANDRADE, J. L.; *et al.* Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Washington, v. 118, n. 24, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.2003405118>.

QUEIROZ, M. G. de; SILVA, T. G. F. da; SOUZA, C. A. A. de; JARDIM, A. M. da R. F.; ARAÚJO JUNIOR, G. do N.; SOUZA, L. S. B. de; MOURA, M. S. B. de. Composition of Caatinga species under anthropic disturbance and its correlation with rainfall partitioning. *Floresta e Ambiente*, v.28, n.1, p.1-10, 2021. <https://doi.org/10.1590/2179-8087-FLORAM-2019-0044>

RAMOS, M. B.; MACIEL, M. G. R.; CUNHA, S. S. da; SOUZA, S. M. de; PEDROSA, K. M.; SOUZA, J. J. L. L. de; GONZÁLEZ, E. J.; MEAVE, J. A.; LOPES, S. de F. The role of chronic anthropogenic disturbances in plant community assembly along a water availability gradient in Brazil's semiarid Caatinga region. *Forest Ecology and Management*, v. 538, e.120980, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120980>.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, v.67, p.244–250, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162010000200018>

RIBEIRO, E. M. S.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; TABARELLI, M.; SOUZA, G.; LEAL, I. R. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, v.97, n.6, p.1583-92, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>

ROSWELL, M.; DUSHOFF, J.; WINFREE, R. A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, v.130, p.321-338, 2021. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>.

SABINO, F. de S.; CUNHA, M.; SANTANA, G. M. Vegetation structure in two anthropic fragments of Caatinga in Paraíba state, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 487-497, 2016.

SALES, V; CHAGAS, F. das; BAKKE, O. A.; BAKKE, I. A.; SOUZA, B. V. de; FERREIRA, C. D.; BAKKE, E. A. How Do Native Trees Establish on Degraded Caatinga Sites?. **Journal of Experimental Agriculture International**, v.32, n. 1, p.1-9, 2019. <https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v32i130094>.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; LIMA, H. N.; MARQUES, F. A.; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6ª ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 393 p., 2025. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1176834>. Acesso em: 06 jul. 2025.

SANTOS, R. C. dos; CASTRO, R. V. O.; CARNEIRO, A. de C. O.; CASTRO, A. F. N. M.; PIMENTA, A. S.; PINTO, E. M.; MARINHO, I. V. Estoques de volume, biomassa e carbono na madeira de espécies da Caatinga em Caicó, RN. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 38, n. 85, 2016. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.85.772>

SENA, F. H.; SCHULZ, K.; CIERJACKS, A.; FALCÃO, H. M.; LUSTOSA, B. L.; ALMEIDA, J.S. Goats foster endozoochoric dispersal of exotic species in a seasonally dry tropical forest ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v. 188, e. 104473, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104473>.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (completesamples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

SILVA, J. M.; COSTA, A. A. da, SOUSA, S. M. da S.; Leite, A. P. L.; NONATO, E. R. L.; LEITE, J. A.; HENRIQUE, G. da S.; SILVA, M. A. C. da, SOUTO, J. S. Nucleating Techniques in Forest Restoration of a Degraded Area in a Seasonally Dry Tropical Forest, Brazil. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 44, n. 12, p. 37-47, 2022. <https://doi.org/10.9734/JEAI/2022/v44i122076>.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga, in: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p. 359-368, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p. 03-19, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1.

SOBRINHO, M. S.; TABARELLI, M.; MACHADO, I. C.; SFAIR, J. C.; BRUNA, E. M.; LOPES, A. V. Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. **Biotropica**, v. 48, n. 5, p. 586–597, 2016. <https://doi.org/10.1111/btp.12334>.

SOCOŁOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, n. 2, p. 247-263, 2021. Disponível em:

http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-73292021000200247&lng=es. Acesso em: 19 nov. 2023.

SOUZA, S. M.; RAMOS, M. B.; MACIEL, M. G. R.; CUNHA, S. S.; SOUZA, J. J. L. L.; LOPES, S. F. Effects of vegetable cover on the regeneration process in degraded dry forest in Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 18, p. 5570–5583, 2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.5316>.

SOUZA, M. P. de; CHAER, G. M.; GONÇALVES, F. L. A. Effect of transposition of topsoil and mulching of the Brazilian palm tree *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore on revegetation of degraded area in Caatinga. **Scientia Forestalis**, v. 50, e. 3923, 2022. <https://doi.org/10.18671/scifor.v50.39>.

SOUZA, M. P. de A.; BAKKE, A. R.; LOPES, I. A.; SANTOS, J. A.; FERNANDO, W. de S.; FREITAS, E. M. P.; AMORIM, A. de L.; SILVA, F. Regeneração Natural Sob Influência do Plano de Manejo Sustentável da Caatinga. **Jornal de Ciências Agrícolas**, v. 11, n. 10, p. 194, 2019a. <https://doi.org/10.5539/jas.v11n10p194>.

SOUZA, D. G.; SFAIR, J. C.; PAULA, A. S.; BARROS, M. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57–65, 2019b. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Trop Conserv Sci**, v.8, n.4, p.912–939, 2015. <https://doi.org/10.1177/194008291500800404>.

WRIGHT, A. J.; FRANCA, R. M. Plant traits, microclimate temperature and humidity: A research agenda for advancing nature-based solutions to a warming and drying climate. **Journal of Ecology**, v. 112, n. 3, p. 1180–1195, 2024. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14313>.

WRIGHT, C. L.; DE LIMA, A. L. A.; DE SOUZA, E. S.; WEST, J. B.; WILCOX, B. P. Plant functional types broadly describe water use strategies in the Caatinga, a seasonally dry tropical forest in northeast Brazil. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 17, p. 11808–11825, 2021. <https://doi.org/10.1002/ece3.7949>.

**CAPÍTULO II – NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE MUDAS E
SAZONALIDADE NA RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE QUÍMICA DO SOLO EM
ÁREAS DEGRADADAS DE CAATINGA**

RESUMO

Os solos da Caatinga, especialmente em regiões sob influência de degradação antrópica, apresentam baixa capacidade de regeneração natural, sendo vulneráveis à perda de nutrientes e à instabilidade edáfica. Nesse contexto, técnicas de restauração como a nucleação com plantio de mudas podem favorecer a recuperação da qualidade do solo por meio da acumulação de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. Este estudo teve como objetivo avaliar a influência da técnica de nucleação com plantio de mudas na recuperação da qualidade química do solo em áreas degradadas da Caatinga Hiperxerófila, em Cabrobó, Pernambuco, Brasil, considerando o efeito da sazonalidade pluviométrica. Foram investigadas áreas com núcleos de espécies pioneiras (NEP) e secundárias (NES), suas adjacências com regeneração natural (ARN-P e ARN-S), além de dois ecossistemas de referência em estágios avançado e intermediário de regeneração (ERI e ERII). As análises realizadas foram pH, matéria orgânica, macro e micronutrientes, CE, SB, T, PST (atributos químicos do solo), nas profundidades 0,00 – 0,05 m e 0,05 – 0,10 m, para os períodos seco e chuvoso. As análises estatísticas adotadas foram análise de variância, teste de Tukey, correlação de Pearson e agrupamento hierárquico. Os resultados mostraram que os núcleos promoveram aumentos pontuais na fertilidade, principalmente em P, Mg^{2+} e Na^{+} , mas apresentaram desequilíbrios como excesso de Mg^{2+} , tendência a sodicidade e baixa disponibilidade de micronutrientes. A sazonalidade influenciou a dinâmica dos nutrientes, com maior estabilidade edáfica e acúmulo de matéria orgânica no período seco, e maior mobilidade iônica e perda de nutrientes no período chuvoso. O pH destacou-se como um atributo integrador da fertilidade e da degradação, com correlações significativas com macro e micronutrientes, especialmente sob maior umidade. A matéria orgânica do solo foi determinante para a manutenção da fertilidade e redução de indicadores de degradação, podendo ser recomendado a incorporação de material orgânico nas áreas de nucleação e suas adjacências para acelerar o processo de recuperação dos solos. Os dendrogramas evidenciaram dissimilaridade entre as áreas em restauração e os ecossistemas de referência, embora os núcleos apresentem aproximação progressiva de suas adjacências. Conclui-se que a nucleação é promissora para a recuperação química do solo, mas ainda apresenta limitações estruturais e sazonais que exigem monitoramento contínuo.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Fertilidade do solo; Sazonalidade; Matéria orgânica; Técnicas nucleadoras.

ABSTRACT

The soils of the Caatinga, especially in regions under the influence of anthropogenic degradation, present low capacity for natural regeneration, being vulnerable to nutrient loss and edaphic instability. In this context, restoration techniques such as nucleation with seedling planting can favor the recovery of soil quality through the accumulation of organic matter and nutrient cycling. This study aimed to evaluate the influence of the nucleation technique with seedling planting on the recovery of the chemical quality of the soil in degraded areas of the hyperxerophilous Caatinga, in Cabrobó, Pernambuco, Brazil, considering the effect of seasonality (dry and rainy periods). Areas with nuclei of pioneer species (NEP) and secondary species (NES), their adjacencies with natural regeneration (ARN-P and ARN-S), and two reference ecosystems in advanced and intermediate stages of regeneration (ERI and ERII) were investigated. The analyses performed were pH, organic matter, macro- and micronutrients, EC, SB, CEC, and SSP (soil chemical attributes), at depths of 0.00–0.05 m and 0.05–0.10 m, for the dry and rainy periods. The statistical analyses adopted were analysis of variance, Tukey test, Pearson correlation, and hierarchical clustering. The results showed that the nuclei promoted punctual increases in fertility, mainly in P, Mg^{2+} , and Na^+ , but presented imbalances such as excess Mg^{2+} , tendency to sodicity, and low availability of micronutrients. Seasonality influenced nutrient dynamics, with greater edaphic stability and accumulation of organic matter in the dry period, and greater ionic mobility and nutrient loss in the rainy period. The pH stood out as an integrative attribute of fertility and degradation, with significant correlations with macro- and micronutrients, especially under greater humidity. Soil organic matter was determinant for the maintenance of fertility and the reduction of degradation indicators, and the incorporation of organic material in the nucleation areas and their adjacencies may be recommended to accelerate the recovery process of soils. The dendrograms evidenced dissimilarity between the areas under restoration and the reference ecosystems, although the nuclei presented progressive approximation of their adjacencies. It is concluded that nucleation is promising for the chemical recovery of soil, but still presents structural and seasonal limitations that require continuous monitoring.

Keywords: Ecological restoration; Soil fertility; Seasonality; Organic matter; Nucleation techniques.

1. INTRODUÇÃO

Os solos são de suma importância para o funcionamento do ecossistema terrestre e subsistência humana, com funções relacionadas a ciclagem de nutrientes, manutenção da água no solo, armazenamento de carbono e habitat para atividade biológica, contribuindo para manutenção da qualidade dos solos e produtividade das culturas agrícolas e florestais (Vogel *et al.*, 2019). Apesar disso, os solos estão sendo submetidos a degradação ao longo dos anos, com aproximadamente 35 milhões de km² de solos degradados no globo terrestre, caracterizando um problema mundial (Karlen; Rice, 2015).

Na região semiárida os solos estão naturalmente suscetíveis a processos de degradação pela baixa disponibilidade de água e o aumento dos períodos de estiagem, agravado pelas ações antrópicas (Araújo *et al.*, 2013). Esses processos alteram as atividades microbiológicas dos solos, as propriedades físico-químicas e tornam o ambiente propenso a erosão, perdendo a sua capacidade produtiva e tornando-os incapazes de sustentar as comunidades locais (Yildiz *et al.*, 2022; Yirdaw; Tigabu; Monge, 2017). Na região semiárida da Caatinga, estima-se que no período de dez anos (2007-2016) cerca de 72 mil km² de solos foram degradados, estando sob diferentes níveis de degradação (Tomasella *et al.*, 2018).

Promover a recuperação desses solos é uma alternativa para minimizar o impacto da degradação no ambiente e recuperar a resiliência do solo, uma vez que ao ser recuperado, o solo atinge adequado funcionamento, com os mecanismos físicos, químicos e biológicos ocorrendo normalmente, atribuindo maior qualidade ao solo. De acordo com Oliveira *et al.* (2021), a degradação do solo reduz a qualidade do solo, porém com a restauração florestal as funções do solo são recuperadas gradativamente, elevando a sua qualidade.

O uso de técnicas nucleadoras na restauração florestal, como por exemplo plantio de mudas em núcleos, pode ser uma alternativa eficiente na recuperação do solo em regiões semiáridas de Caatinga. Os núcleos de mudas funcionam como pequenos habitats de vegetação na área degradada, com o plantio em núcleo, as mudas no centro do núcleo tendem a serem beneficiadas com o crescimento em altura, e as mudas nas extremidades com crescimento lateral (maior bifurcação), o que pode promover maior sombreamento dentro do núcleo e próximo a eles, minimizando os efeitos da radiação solar no solo nestes locais. Além disso, os núcleos podem favorecer a deposição de matéria orgânica no solo pelos dejetos da fauna, biomassa das plantas, dentre outros (Vogel *et al.*, 2015; Socolowski *et al.*, 2021). Esses fatores podem contribuir para melhoria da qualidade do solo nas áreas internas e externas aos núcleos.

Associado a isso está a sazonalidade pluviométrica, a Caatinga pode ser caracterizada pelos baixos índices pluviométricos, com duas estações bem definidas no espaço-tempo, seca e chuvosa (Salgado *et al.*, 2015), na qual têm influência direta na dinâmica nutricional do solo para este ambiente (Lacerda-Júnior *et al.*, 2019).

A qualidade do solo está ligada as propriedades químicas do solo, e sofre influência direta e indireta da disponibilidade hídrica, assim, a avaliação da qualidade química do solo, considerando a sazonalidade pluviométrica, é um método adequado de identificar a recuperação de solos degradados sob técnicas de restauração. Esta avaliação é realizada por meio de indicadores químicos relacionados a fertilidade do solo, elementos fitotóxicos e o conteúdo de matéria orgânica do solo (Araújo *et al.*, 2012). Dentre os indicadores do solo podemos destacar as propriedades químicas do solo, devido abordar um conjunto de variáveis ligadas a fertilidade e dinâmica nutricional do solo e sensíveis a alterações no ambiente, sendo classificados como eficientes indicadores de qualidade química do solo (Oliveira *et al.*, 2021; Lima *et al.*, 2024; Alves *et al.*, 2022; Ferreira *et al.*, 2018).

Diante disso, o presente estudo avalia em áreas degradadas de Caatinga o uso de técnicas nucleadoras com plantio de mudas na recuperação da qualidade química do solo na parte interna e externa ao núcleo, considerando o efeito da sazonalidade pluviométrica, por meio de propriedades químicas do solo. As hipóteses levantadas no trabalho são: Por meio das propriedades químicas do solo será possível identificar a contribuição dos núcleos na recuperação dos solos dentro e entorno dos núcleos, a situação atual da qualidade química do solo nas áreas; A sazonalidade pluviométrica tem influência direta na dinâmica nutricional do solo, influenciando na recuperação da qualidade química dos solos dentro e entorno dos núcleos; E o plantio de mudas em núcleos melhora as propriedades químicas do solo, possibilitando maior funcionamento do solo dentro e entorno dos núcleos.

O objetivo é avaliar a influência da técnica de nucleação com plantio de mudas na melhoria da qualidade química do solo e recuperação de solos em áreas degradadas na região semiárida da Caatinga Hiperxerófila, considerando o efeito da sazonalidade pluviométrica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização das áreas experimentais

O estudo foi realizado às margens do canal do PISF, no eixo Norte, localizado no município de Cabrobó, PE, Brasil (8° 26' 52" S, 39° 24' 54" W). As áreas amostrais consistiram de núcleo de mudas com espécies pioneiras (NEP), núcleo de mudas com espécies secundárias iniciais e tardias (NES), área de regeneração natural em torno dos

núcleos (ARN-P e ARN-S) e duas áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração – Ecossistema de Referências (ERI e ERII) (Figura 1).

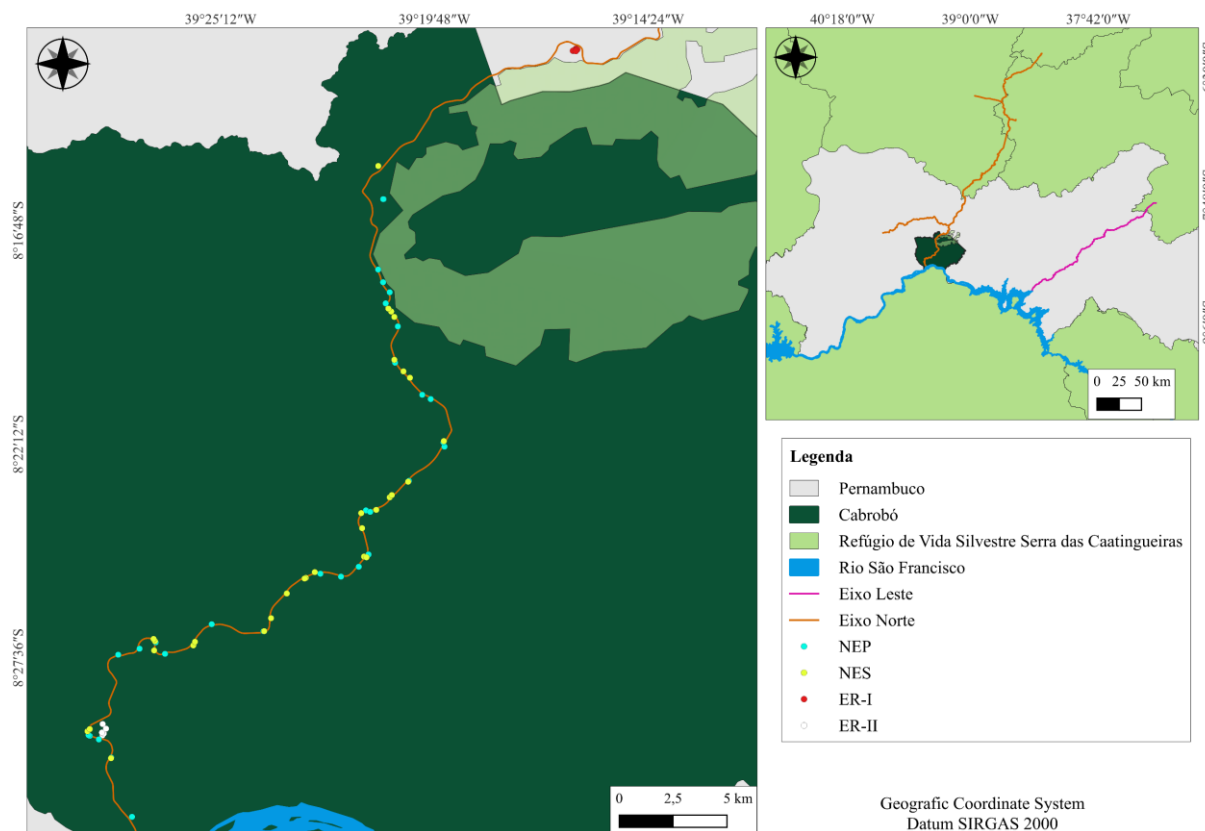


Figura 1. Localização geográfica das áreas experimentais no Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

As áreas de nucleação (NEP e NES) e regeneração natural (ARN-P e ARN-S) foram locais que sofreram influência direta dos PISF, como o tráfego de máquinas pesadas, a supressão da vegetação e deposição de detritos na camada superficial do solo. Neste sentido, as áreas ARN-P e ARN-S foram selecionadas para avaliar a contribuição inicial dos núcleos na recuperação do solo em áreas ao seu entorno.

As áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração não sofreram influência direta do PISF, utilizadas como ecossistemas de referência positivos para fins de comparação. Localizadas próximas das áreas de nucleação, os ERI e ERII, foram selecionadas para o estudo, devido suas características, grau de conservação, localização e acessibilidade. De acordo com o MapBiomas, o ERI não apresenta intervenção antrópica á 35 anos e o ERII á 16 anos, utilizados anteriormente para fins agropecuários (Tabela 1).

Tabela 1. Localização, informações do componente arbustivo-arbóreo adulto e características das áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF

Característica	ERI	ERII	NEP	NES
Localização	Salgueiro, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil
Área (ha)	0,05	0,05	0,192	0,069
Clima	Bhs	Bhs	Bhs	Bhs
Precipitação (mm)	555,1	555,1	555,1	555,1
Temperatura (°C)	24,6	24,6	24,6	24,6
Índice de aridez	0,31	0,31	0,31	0,31
Bioma	Caatinga	Caatinga	Caatinga	Caatinga
Domínio	FTSS	FTSS	FTSS	FTSS
Fitofisionomia	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada
Tempo	35	16	3	3
NE	7	11	6	12
H'	1,310	1,498	-	-
C	0,368	0,324	-	-
E	0,890	0,999	-	-
DA (ind ha ⁻¹)	2.500	1.720	-	-
h média (m)	3,36	3,44	-	-
DAP médio (cm)	5,63	6,49	-	-
DAB médio (cm)	7,46	7,99	-	-

Em que: FTSS = Floresta Tropical Sazonalmente Seca; NE = Número de espécies arbustivo-arbórea; H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaver; C = Índice de dominância de Simpson; E = Índice de equabilidade de Pielou; h média = altura média; DAP médio = Diâmetro médio a altura do peito; DAB médio = Diâmetro médio a altura da base.

A fitofisionomia da região é classificada como Savana-estépica arborizada. Esta fitofisionomia apresenta camada vegetacional superior arbustivo-arbórea espaçada e inferior gramínea lenhosa, com presença de cactáceas. A comunidade arbórea é caracterizada por apresentar modificações nas suas estruturas morfológicas para se adaptarem as condições de estresse, como caducifólia no período de estiagem, ramificação do caule e a produção de espinhos e/ou acúleos na sua estrutura externa (folhas, caule e galhos), como mecanismo de defesa à herbivoria (IBGE, 2012).

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Bhs, temperatura média anual de 24,6 °C e a pluviosidade aproximada de 555,1 mm ano⁻¹, concentrada entre os meses de dezembro e abril (Alvares *et al.*, 2013). O índice de aridez é de 0,31, o que caracteriza o clima como semiárido (Carvalho *et al.*, 2022).

De acordo com a INMET, durante os períodos de coleta de dados, as precipitações pluviiais foram de 442 mm para o ano de 2023 e 492 mm para 2024, com temperaturas mínima de 27 °C e máxima de 28 °C para os dois anos (Figura 2).

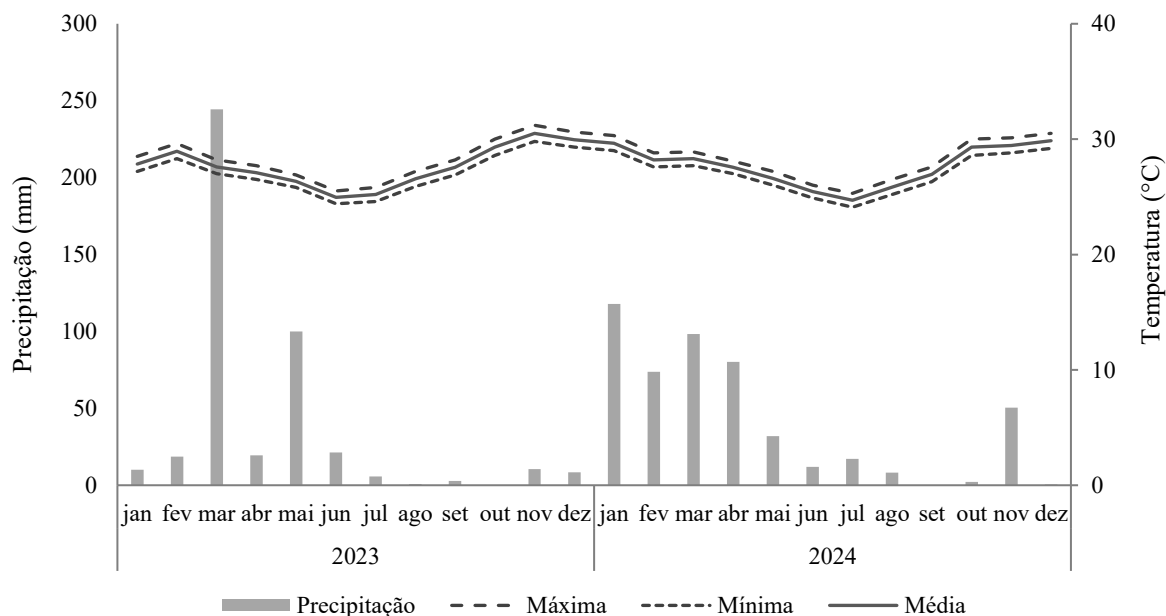


Figura 2. Precipitação pluviométrica (mm) e temperaturas mensais na região experimental para os períodos de 2023 e 2024. Fontes: Dados obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

Os tipos de solos predominantes na área são Luvisolo Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico e Planossolo Háplico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (Santos *et al.*, 2025) (Figura 3).

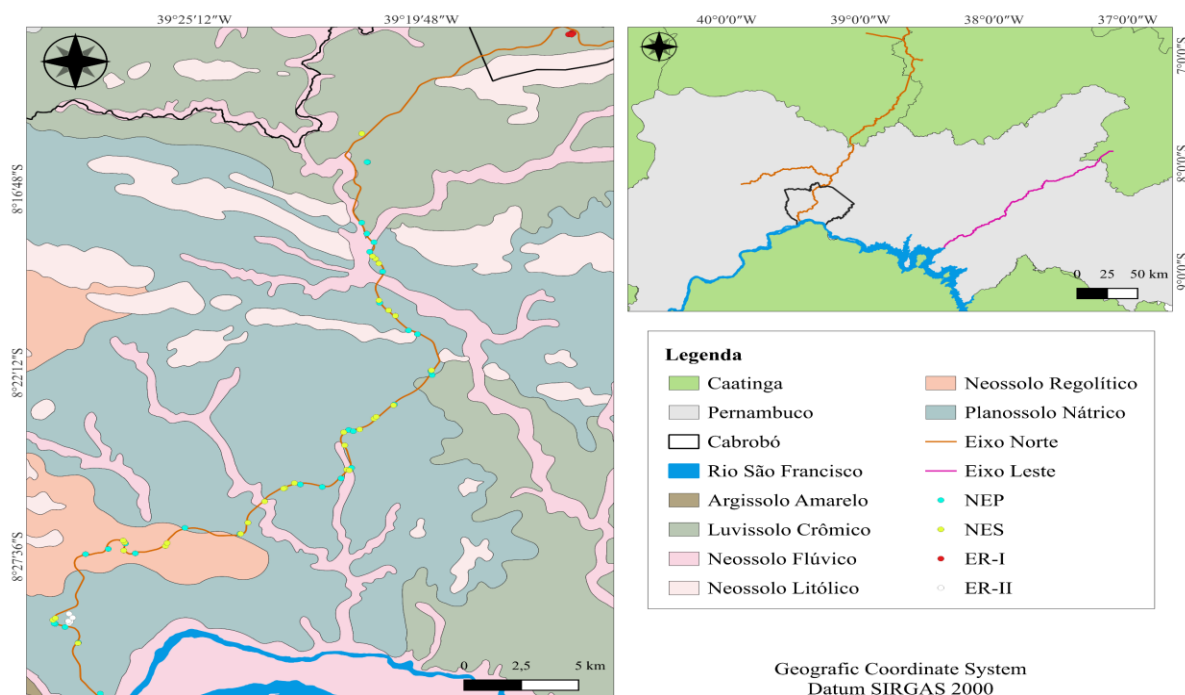


Figura 3. Mapa dos tipos de solos identificados nas áreas experimentais ao longo do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

2.2. Amostragem e coleta de dados

As coletas de solo para análise das propriedades químicas ocorreram em dois momentos, período seco (outubro/2023) e chuvoso (julho/2024), para avaliação dos efeitos da sazonalidade pluviométrica nas diferentes áreas amostrais.

Assim, nas áreas de nucleação com espécies pioneiras e secundárias cada núcleo foi considerado uma parcela, neste sentido, foram utilizadas 30 parcelas de NEP com dimensões 8,0 m x 8,0 m (64 m²) e 30 parcelas de NES de dimensões 4,8 m x 4,8 m (23,04 m²). Os critérios de inclusão dos núcleos para amostragem foram: sobrevivência $\geq 70\%$ das mudas plantadas e mínimo de cinco espécies por núcleo.

Foram considerados como ARN toda área em torno do núcleo num raio de 1,0 m, assim cada área externa ao núcleo foi uma parcela de 1,0 m x 1,0 m (1,0 m²), totalizando 30 parcelas de ARN externas à núcleos de pioneiras (ARN-P) e 30 parcelas de ARN externas à núcleos de secundárias (ARN-S).

Nos ERI e ERII a coleta de dados ocorreram em 5 parcelas permanentes de 10 m x 10 m (100 m²), equidistantes 20 m entre si, para cada condição.

A amostragem de solo foram realizadas nas profundidades de 0,0-0,05 m e 0,05-0,10 m. Nos ERs foram coletadas duas amostras simples de solo equidistantes entre si, em seguidas

homogeneizadas, perfazendo uma amostra composta por parcela para cada profundidade. Para as áreas ARN-P e ARN-S foram coletadas quatro amostras simples de solo, em seguidas homogeneizadas, perfazendo uma amostra composta por parcela para cada profundidade. Nos NEP e NES foram coletadas uma amostra de solo no centro de cada parcela para cada profundidade (Figura 4).

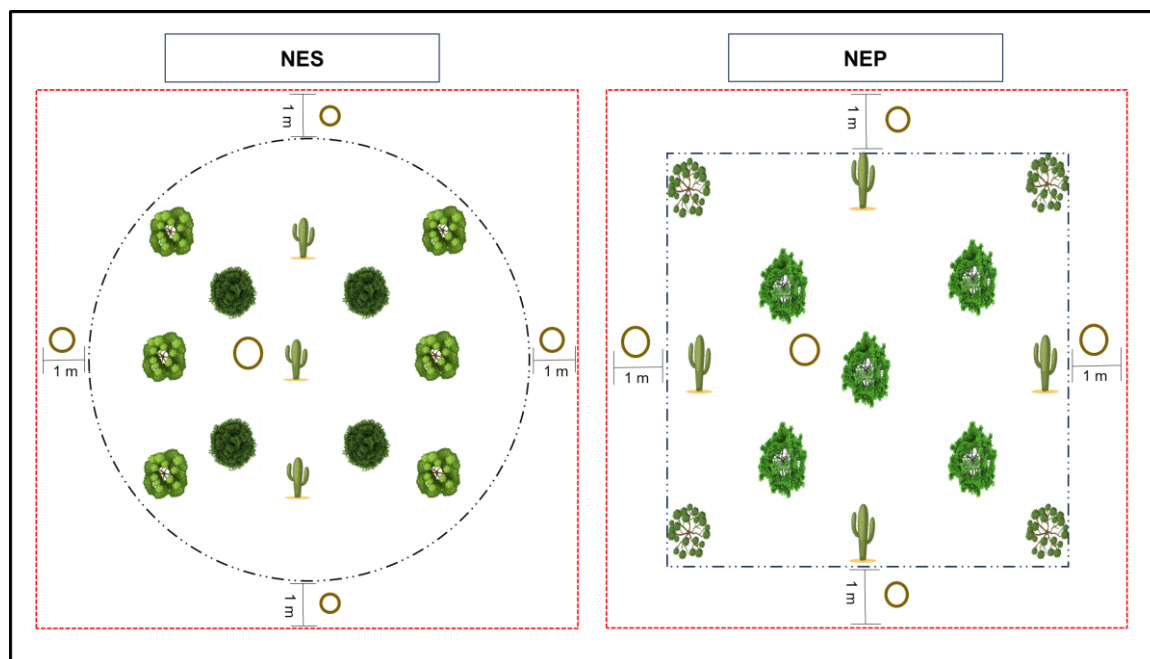


Figura 4. Pontos onde ocorreram a coleta de solo nas áreas de nucleação e suas adjacentes. Os círculos em coloração marrom expressão os pontos de coleta de amostras de solo. Círculos nas áreas externas do núcleo refere-se as amostras de solo para ARN-P e ARN-S. Círculo no interior do núcleo exemplifica a amostragem de solo para os NEP e NES.

As amostras de solo foram inseridas em sacos plásticos devidamente identificados para transporte, em seguida, secos ao ar em temperatura ambiente, destorroados e passados em peneiras de 2 mm, para posteriores análises químicas.

As análises foram realizadas conforme a metodologia proposta pela Embrapa (Texeira et al., 2017). O pH do solo foi determinado em H_2O . O Ca^{2+} e Mg^{2+} extraídos em solução de KCl 1 mol L^{-1} e determinado por espectrofotometria de absorção atômica. O K^+ e Na^+ foram extraídos em solução de Mehlich-1 e determinados em fotômetro de chama. O P disponível foi extraído em Mehlich-1 e determinado por espectrofotometria UV-VIS. O enxofre na forma de SO_4^{2-} (sulfato) foi extraído em solução de HCl 1:1 e determinado por gravimetria do precipitado utilizando $BaCl_2$. A CE foi determinada no extrato da pasta saturada. A MOS foi determinada pelo método Walkley-Black, no qual, ocorre a oxidação à CO_2 presente na MOS com o dicromato de potássio em meio fortemente ácido. Os micronutrientes Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} ,

Zn^{2+} e B disponíveis foram extraídos em solução de Mehlich-1 e determinados em espectrômetro de absorção atômica.

A capacidade de troca de cátions potencial (T), soma de bases (SB) e porcentagem de sódio trocável (PST) foram determinados por cálculos utilizando os resultados das análises químicas das amostras de solo, citadas acima.

2.3. Análise dos dados

Os dados foram tratados em esquema fatorial duplo (6 x 2), consistindo em seis áreas amostrais (ERI, ERII, NEP, NES, ARN-P e ARN-S) e dois períodos de coleta de dados (Seco e Chuvoso), com o intuito de avaliar a qualidade do solo nas diferentes áreas e a influência da sazonalidade nas propriedades do solo.

Os dados foram analisados quanto a normalidade e homocedasticidade ao nível de 5% de significância pelos testes de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965) e Levene (Brown; Forsythe, 1974). Quando as premissas não foram atendidas, os dados foram transformados para posteriores análises estatísticas, com auxílio do software Microsoft Office Excel 2010 e programa estatístico SAS. Submetidos a análise de variância (ANOVA) ao nível de 5% de significância e teste de Tukey, quando significativo, para comparação das médias.

Em seguida, realizada a análise de coeficiente de correlação de Pearson, com o objetivo de identificar relações lineares entre os atributos do solo nos diferentes períodos sazonais, apresentados em matriz triangular. Assim, para garantir a validade estatística das análises de correlação de Pearson entre as variáveis químicas do solo, foram inicialmente avaliados os pressupostos de normalidade e homocedasticidade. A normalidade das variáveis numéricas foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$), aplicado individualmente a cada atributo, profundidade e estação. Diante da rejeição da normalidade para diversas variáveis, foram adotadas transformações específicas por variável — incluindo transformações logarítmica ($\log_{10}$), raiz quadrada e Box-Cox. Após as transformações e observação da normalidade, a homocedasticidade foi testada entre pares de variáveis utilizando o teste de Levene, o qual não indicou evidências de heterocedasticidade ($p > 0,05$), confirmando a adequação dos dados aos pressupostos do modelo. Assim, procedeu-se à análise de correlação de Pearson com os dados transformados, adotando-se níveis de significância de 5% (*), 1% (**) e 0,1% (***).

Os dados foram submetidos à análise de agrupamento pelo método de agrupamento hierárquico (CAH), visando compreender a similaridade entre as áreas amostradas em cada período sazonal. Para essa análise, os dados foram previamente padronizados (z-score), de

modo a minimizar os efeitos de diferentes escalas de medição. A matriz de dissimilaridade foi construída com base na distância euclidiana, e os agrupamentos foram formados utilizando o método de Ward, que busca minimizar a variância dentro dos grupos formados. Inicialmente, os dados foram agrupados por área, sendo calculada a média de cada atributo químico para posterior comparação multivariada. As variáveis numéricas foram padronizadas (z-score) utilizando a metodologia de StandardScaler, a fim de equalizar as escalas e evitar a dominância de atributos com maiores magnitudes. A matriz de distâncias foi então construída com base na distância euclidiana, e o algoritmo de ligação Ward foi empregado para gerar a estrutura hierárquica dos agrupamentos. Os resultados foram representados por dendrogramas, permitindo a visualização das relações de similaridade entre as áreas estudadas e a formação de grupos com características químicas semelhantes, plotados individualmente para cada cenário (profundidades de 0,00-0,05 m e 0,05-0,10 m, em condições de estação seca e chuvosa).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de variância (ANOVA) revelou efeitos significativos da área, do período, e da interação entre ambos sobre diversos atributos químicos do solo nas profundidades 0,00-0,05 m e 0,05-0,10 m (Tabelas 2 e 3).

Com base na ANOVA realizada para os atributos químicos do solo na camada de 0,00–0,05 m, observou-se que o fator Área (A) influenciou significativamente a maioria das variáveis analisadas (Tabela 2). Houve efeito estatístico ($p < 0,01$ ou $p < 0,05$) da área para os teores de pH, matéria orgânica do solo (MOS), fósforo (P), enxofre (S-SO₄²⁻), magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺), sódio (Na⁺), soma de bases (SB), ferro (Fe²⁺), manganês (Mn²⁺), cobre (Cu²⁺), zinco (Zn²⁺), boro (B) e percentual de sódio trocável (PST). Isso indica que as características das diferentes áreas influenciam diretamente esses atributos químicos superficiais, refletindo a heterogeneidade edáfica entre os ambientes avaliados.

Tabela 2. Análise de variância dos atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m, coletados nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil, nos períodos seco e chuvoso

Fator	pH 1:2,5 H ₂ O	MOS g/kg	P mg/dm ³	S-SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺ cmol _c /dm ³	Na ⁺ cmol _c /dm ³	SB	T	CE dS/m	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺ mg/dm ³	Zn ²⁺ mg/dm ³	B	PST %
A	8,36*	24,59*	8,55*	4,44*	1,49 ^{ns}	6,40*	2,70**	12,70*	2,40**	1,87 ^{ns}	1,66 ^{ns}	8,15*	3,93*	3,20*	7,07*	9,58*	13,41*
P	5,99**	379,91*	22,87*	8,34*	6,14**	0,13 ^{ns}	4,77**	0,11 ^{ns}	3,15 ^{ns}	2,45 ^{ns}	0,02 ^{ns}	65,81*	85,89*	8,86*	40,97*	43,27*	1,05 ^{ns}
A*P	1,97 ^{ns}	5,45*	0,58 ^{ns}	4,22*	0,05 ^{ns}	0,02 ^{ns}	1,98 ^{ns}	0,22 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,05 ^{ns}	1,54 ^{ns}	3,38*	1,78 ^{ns}	1,74 ^{ns}	0,86 ^{ns}	0,53 ^{ns}	0,18 ^{ns}
CV (%)	7,3	15,83	19,05	15,76	8,64	9,11	62,00	6,58	15,47	15,04	18,68	14,02	10,93	5,87	3,27	43,29	11,56
Média	7,46	4,36	90,48	5,52	8,25	6,16	0,51	0,89	15,80	16,01	1,00	49,85	77,51	0,75	1,10	0,34	4,74

A: Área; P: Período; CV: Coeficiente de variação; Teste F: ^{ns}não significativo; *(p < 0,01); **(p < 0,05). Dados transformados, exceto pH.

Tabela 3. Análise de variância dos atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m, coletados nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil, nos períodos seco e chuvoso

Fator	pH 1:2,5 H ₂ O	MOS g/kg	P mg/dm ³	S-SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺ cmol _c /dm ³	Na ⁺ cmol _c /dm ³	SB	T	CE dS/m	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺ mg/dm ³	Zn ²⁺ mg/dm ³	B	PST %
A	6,82*	7,06*	8,44*	2,39 ^{ns}	0,64 ^{ns}	5,92*	4,56*	14,29*	4,08*	3,35*	3,83*	8,22*	1,40 ^{ns}	6,36*	1,53 ^{ns}	8,00*	11,35*
P	3,67 ^{ns}	277,11*	21,59*	5,88**	3,47 ^{ns}	0,13 ^{ns}	6,10**	0,76 ^{ns}	1,04 ^{ns}	0,42 ^{ns}	1,19 ^{ns}	55,88*	51,83*	6,97*	46,78*	23,13*	1,19 ^{ns}
A*P	0,80 ^{ns}	0,88 ^{ns}	0,28 ^{ns}	0,98 ^{ns}	0,30 ^{ns}	0,12 ^{ns}	2,06 ^{ns}	0,40 ^{ns}	0,22 ^{ns}	0,26 ^{ns}	0,81 ^{ns}	3,16*	1,35 ^{ns}	0,53 ^{ns}	0,94 ^{ns}	0,44 ^{ns}	0,25 ^{ns}
CV (%)	8,84	12,83	35,13	15,7	22,36	13,08	48,30	14,35	14,85	15,82	28,66	14,73	13,49	6,51	1,44	46,22	2,51
Média	7,44	3,68	81,60	6,19	8,57	6,64	0,33	1,37	16,90	17,24	1,17	45,44	60,20	0,81	0,78	0,28	6,51

A: Área; P: Período; CV: Coeficiente de variação; Teste F: ^{ns}não significativo; *(p < 0,01); **(p < 0,05). Dados transformados, exceto pH.

O fator Período (P) também apresentou influência significativa ($p < 0,01$ ou $p < 0,05$) sobre diversas variáveis. Houve diferença estatística entre os períodos seco e chuvoso para os teores de pH, MOS, P, S-SO₄²⁻, cálcio (Ca²⁺), K⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ e B, evidenciando a influência da sazonalidade na disponibilidade de nutrientes.

A interação entre os fatores Área e Período (A×P) foi significativa para três variáveis: MOS, S-SO₄²⁻ e Fe²⁺, indicando que a resposta sazonal desses atributos depende da área avaliada.

Por fim, os coeficientes de variação (CV) encontrados para a maioria das variáveis foram inferiores a 20%, indicando boa precisão experimental. Algumas exceções, como potássio e boro, apresentaram maiores variações relativas, o que pode estar associado à distribuição heterogênea desses nutrientes no solo.

Na profundidade 0,05-0,10 m foi identificado padrões diferentes para alguns atributos do solo (Tabela 3). No fator A verificou-se efeito significativo ($p \leq 0,05$ ou $p \leq 0,01$) sobre os atributos pH, MOS, P, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, SB, T, CE, Fe²⁺, Cu²⁺ e B. Esses resultados demonstram que a variação espacial dos atributos químicos do solo se mantém expressiva mesmo em camadas subsuperficiais, refletindo o grau de conservação, estágio de regeneração da vegetação e as condições edáficas locais.

Em relação ao fator P, que representa os períodos seco e chuvoso, houve efeito significativo sobre os teores de MOS, P, S-SO₄²⁻, K⁺, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ e B, demonstrando que a sazonalidade influencia a disponibilidade e dinâmica desses nutrientes, especialmente aqueles ligados à matéria orgânica e à atividade microbiana.

A interação entre os fatores Área e Período (A×P) foi significativa apenas para Fe²⁺, o que revela que a resposta desse micronutriente varia em função da combinação entre as características da área e o regime hídrico. Para os demais atributos, a ausência de interação indica que os efeitos de área e período foram consistentes entre si.

Os CV variaram entre os atributos, sendo, em geral, considerados baixos a moderados, com exceção de P, K⁺ e B, que apresentaram maior variabilidade. Esses resultados refletem a complexidade dos fatores que influenciam os atributos do solo na camada subsuperficial, sobretudo em ambientes com diferentes graus de intervenção e recuperação.

3.1. Profundidade 0,00 – 0,05 m

Na tabela 4 são apresentados os atributos químicos com efeitos significativos para o fator Área.

Tabela 4. Atributos químicos do solo com efeitos significativo para o fator Área na profundidade 0,00-0,05 m, coletados nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil para os períodos sazonais

Variável	ERI	ERII	NEP	NES	ARN-P	ARN-S	CV (%)
pH 1:2,5 (H ₂ O)	6,88 b	6,60 b	7,57 a	7,42 a	7,56 a	7,52 a	8,84
P (mg/dm ³)	19,47 b	20,05 b	73,16 a	117,40 a	83,47 a	111,18 a	35,13
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	2,70 b	2,24 b	6,90 a	6,39 a	6,44 a	6,14 a	13,08
K ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,73 a	0,51 ab	0,47 b	0,47 b	0,51 ab	0,54 ab	62,00
Na ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,08 b	0,03 b	0,90 a	1,07 a	1,07 a	0,81 a	14,35
SB (cmol _c /dm ³)	13,72 ab	9,73 b	16,11 a	16,16 a	15,96 a	16,36 a	14,85
Mn ²⁺ (mg/dm ³)	101,93 a	96,78 a	72,26 ab	70,31 b	72,39 ab	87,70 ab	13,49
Cu ²⁺ (mg/dm ³)	1,03 ab	1,08 a	0,74 ab	0,63 b	0,79 ab	0,76 ab	6,51
Zn ²⁺ (mg/dm ³)	1,53 ab	2,35 a	1,04 b	0,91 b	0,97 b	1,22 b	1,44
B (mg/dm ³)	0,74 a	0,54 a	0,30 b	0,32 b	0,32 b	0,33 b	43,29
PST (%)	0,52 b	0,30 b	5,22 a	4,84 a	6,24 a	4,11 a	2,51

Em que: *letras minúsculas na linha seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey aos níveis de 5% e 1% de significância.

Os valores de pH foram significativamente mais elevados nas áreas de nucleação (NEP e NES) e suas adjacentes (ARN-P e ARN-S), oscilando entre 7,42 e 7,57, o que caracteriza um ambiente edáfico alcalino (Tabela 4). Por outro lado, as áreas de referência em estado avançado (ERI) e intermediário (ERII) de regeneração natural apresentaram pH levemente ácido a neutro (6,60 a 6,88), condições compatíveis com ambientes de Caatinga mais preservados (Lima *et al.*, 2024; Oliveira Filho *et al.*, 2019).

Comportamento semelhante foi identificado para os atributos P, Mg²⁺, Na⁺, SB, com as ARN-P, ARN-S, NEP e NES apresentando maiores teores, quando comparado aos ecossistemas de referências, promovendo maior fertilidade química nas áreas nucleadoras e externas a elas.

Elevadas concentrações de P no solo, indicam alta disponibilidade do nutriente, o que pode estar associado à baixa capacidade de adsorção de P em solos com pH elevado. Por outro lado, teores reduzidos desse nutriente refletem características típicas de solos da Caatinga, nos quais o P frequentemente se encontra em baixa disponibilidade devido à baixa renovação da matéria orgânica e à imobilização em formas pouco solúveis (Paiva *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2024), o que justifica os elevados teores de P nos NEP, NES, ARN-P e ARN-S (73,16 mg/dm³ a 117,40 mg/dm³), e os teores reduzidos nas áreas ERI e ERII (em torno de 20 mg/dm³).

Com relação aos teores de Mg^{2+} trocável, os valores elevados nas áreas de nucleação e suas adjacentes (entre 6,14 e 6,90 $cmol_c/dm^3$) quando comparado aos ecossistemas de referência (2,24 e 2,70 $cmol_c/dm^3$), sugere maior acúmulo de bases em áreas com menor cobertura vegetal, assim como maior exposição a processos de salinização superficial.

Apesar, de não apresentar diferenças estatísticas entre as áreas, os teores de Ca^{2+} foram relativamente elevados nos NEP, NES, ARN-P, ARN-S, com teores variando entre 7,84 $cmol_c/dm^3$ e 8,87 $cmol_c/dm^3$, inferiores apenas para ERI (10,21 $cmol_c/dm^3$) (Apêndice 1). O Mg^{2+} e Ca^{2+} são bases essenciais para o efetivo desenvolvimento vegetativo, e suas altas concentrações para NEP, NES, ARN-P e ARN-S pode estar associada a maior exposição ao material de origem. Estas áreas foram submetidas a elevado nível de degradação na construção dos canais, com erosão das camadas superficiais do solo e o predomínio de horizontes mais próximos ao material de origem (rocha). Uma vez que esse material é rico em cálcio e magnésio, a maior exposição nestes ambientes favorece a disponibilidade desses nutrientes (Martins *et al.*, 2019), o que pode explicar concentrações elevadas desses nutrientes trocáveis no solo.

A concentração de K^+ trocável, embora com menor amplitude, apresentou ligeira superioridade em ERI (0,73 $cmol_c/dm^3$), não diferindo estatisticamente dos ERII, ARN-P e ARN-S (0,51 a 0,54 $cmol_c/dm^3$), mas diferindo do NEP e NES (0,41 $cmol_c/dm^3$) (Tabela 4). Por outro lado, as áreas referentes ao ERII, ARN-P e ARN-S não diferiram das áreas de nucleação, sugerindo melhorias nos teores de K^+ nas áreas externas aos núcleos e nucleadoras, principalmente nas ARN-P e ARN-S.

O K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} são bases essenciais para o efetivo desenvolvimento vegetativo. Em ambientes em processo de restauração é esperado que ao longo dos anos seus teores no solo atinjam quantidades semelhantes aos de ambientes mais preservados (Oliveira *et al.*, 2021; Oliveira Filho *et al.*, 2019), como pode ser identificado para os teores de K^+ e Ca^{2+} no presente estudo. Em concentrações elevadas, esses nutrientes podem causar efeitos deletérios no solo, como alcalinidade e aumento da competição por sítios de troca no processo coloidal, podendo promover nutrição desequilibrada das plantas (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

No tocante do Mg^{2+} , o excesso desse nutriente no solo pode reduzir a absorção de Ca^{2+} pela planta, uma vez que eles competem pelo mesmo sítio de troca, provocando deficiência de cálcio, mesmo que o solo possua quantidade total adequada (Stavi; Thevs; Priori, 2021). No presente estudo, a relação Ca/Mg para as áreas NEP, NES, ARN-P e ARN-S estão abaixo de 2:1 (1,14, 1,29, 1,23, 1,44, respectivamente), indicando desequilíbrio, com excesso de Mg^{2+} em relação ao Ca^{2+} , o que pode prejudicar o processo de restauração nessas áreas. Já para os

ERI e ERII a relação está na faixa adequada (3,87 e 3,10). Neste sentido, a maior fertilidade por Mg^{2+} nestas áreas sugere com baixa qualidade do solo. Em contrapartida, nos ecossistemas de referência, maior qualidade.

O Na^+ trocável pode ser considerado outro problema nessas áreas, uma vez que o seu excesso afeta negativamente a qualidade do solo. Estando ligado diretamente à PST, observa-se que o aumento nesses valores foram proporcionais, com o PST superando o limiar crítico de 5% em NES e ARN-P. Tais níveis são preocupantes para os solos da Caatinga, pois indicam potencial para sodificação e degradação estrutural do solo, comprometendo o desenvolvimento radicular e a infiltração de água — fatores críticos em ambientes semiáridos (Macedo *et al.*, 2023; Martins *et al.*, 2019).

Assim como o Na^+ , o K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} constituem os cálculos da SB e da capacidade de troca catiônica (T), indicativos de fertilidade e qualidade do solo (Barbosa; Oliveira, 2022; Martins *et al.*, 2019). No estudo, a SB foi superior nas áreas de nucleação e suas adjacentes (15,96 $cmol/dm^3$ a 16,36 $cmol/dm^3$), não diferindo estatisticamente do ERI (13,72 $cmol/dm^3$), porém diferindo do ERII, com a menor soma de bases (9,73 $cmol/dm^3$). Contudo o ERI não diferiu significativamente do ERII.

Com relação ao T, as áreas apresentaram comportamentos semelhantes, não diferindo estatisticamente ao nível de 5 % (Apêndice I). Esses resultados sugerem boa fertilidade na camada superficial nos NEP, NES, ARN-P e ARN-S, que se equiparam aos ecossistemas de referência, em especial o ERI. Contudo, observa-se que nesses ambientes o Na^+ e o Mg^{2+} tem grande contribuição, com proporções desequilibradas. Neste sentido, a SB e T nas áreas de nucleação e adjacentes estão indicando baixa qualidade na superfície do solo (0,00-0,05 m de profundidade). Por outro lado, nos ecossistemas de referência os resultados de SB e T indicam boa qualidade do solo.

Entre os micronutrientes, observou-se que os teores de Mn^{2+} e Cu^{2+} foram significativamente maiores em ERI e ERII e menores em NES, não diferindo estatisticamente do NEP, ARN-P e ARN-S (Tabela 4). Com relação ao Zn^{2+} , os maiores teores foram identificados no ERII, não diferindo do ERI, porém divergindo das demais áreas. Por outro lado, o ERI não diferiu dos NEP, NES, ARN-P e ARN-S. No caso do B, os maiores teores foram registrados em ERI e ERII, ambos significativamente superiores às demais áreas. Esses resultados demonstram que os micronutrientes tendem a estar mais disponíveis em áreas com maior complexidade estrutural e tempo de regeneração, como ERI e ERII. Além disso, a baixa disponibilidade desses micronutrientes para as áreas de nucleação e suas adjacentes pode estar

associada ao pH alcalino e aporte de matéria orgânica nesses ambientes (Moreno-Jiménez *et al.*, 2022), com maior atenção para o NES.

Portanto, os dados da profundidade de 0,00–0,05 m indicam que, embora os núcleos estejam promovendo ganhos pontuais na fertilidade para as suas áreas e adjacentes, ainda persistem desequilíbrios químicos e problemas estruturais, como a alta PST, o excesso de Mg^{2+} e Na^+ e a baixa disponibilidade de micronutrientes, os quais comprometem a qualidade do solo e o sucesso da restauração ecológica no curto prazo. A manutenção do monitoramento e o avanço no tempo de regeneração são fundamentais para avaliar se esses indicadores convergirão aos padrões observados nas áreas de referência mais conservadas.

Os atributos químicos com efeitos significativos isolados para os períodos sazonais na profundidade 0,00-0,05 m são apresentados na tabela 5.

Tabela 5. Atributos químicos do solo com efeitos significativo para o fator Período na profundidade 0,00-0,05 m, coletados nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil para os períodos sazonais seco (PS) e chuvoso (PC)

Período	pH 1:2,5 H ₂ O	P mg/dm ³	Ca ²⁺ -- cmol _c /dm ³ --	K ⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	B
PS	7,28 B	114,53 A	9,04 A	0,58 A	107,00 A	0,86 A	1,50 A	0,42 A
PC	7,64 A	66,62 B	7,46 B	0,43 B	48,25 B	0,65 B	0,71 B	0,27 B
CV (%)	8,84	35,13	22,36	62,00	13,49	6,51	1,44	43,29

*letras maiúsculas na coluna seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

O pH do solo foi maior no período chuvoso (PC) em comparação ao seco (PS), revelando uma tendência de alcalinização durante a estação úmida (Tabela 5). Esse aumento no pH pode estar associado à maior mobilização de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) com a redistribuição hídrica, além da possível diluição de ácidos orgânicos em função da redução da MOS, uma vez que foi observado menor aporte de MOS no período chuvoso em todas as áreas em comparação ao seco (Figura 5). Em ambientes semiáridos, como a Caatinga, esse comportamento é comum e favorece a predominância de reações de adsorção específicas, que afetam a disponibilidade de nutrientes essenciais (Lima *et al.*, 2024; Lacerda-Júnior *et al.*, 2019).

O P disponível foi significativamente maior no PS (114,53 mg/dm³) do que no PC (66,62 mg/dm³) (Tabela 5). Essa variação pode estar relacionada à menor atividade microbiana e à redução da mineralização de compostos orgânicos durante a seca, devido à limitação hídrica. Resultados semelhantes foram observados em florestas secas tropicais, onde

o P solúvel foi consideravelmente mais alto na estação seca, atribuídos à menor mineralização de compostos orgânicos em condições de baixa umidade (Campo *et al.*, 1998). De forma semelhante, uma meta-análise global revelou que a seca reduz a atividade enzimática, favorecendo o acúmulo temporário de fósforo (Gao *et al.*, 2020). No contexto da Caatinga, análises metagenômicas demonstraram que a composição da comunidade microbiana do solo varia sazonalmente, com maior predominância de *Actinobacteria* durante a estação seca, o que indica menor atividade microbiana geral e reduzida ciclagem de nutrientes, como o fósforo (Lacerda-Júnior *et al.*, 2019).

Com relação aos cátions trocáveis, os teores de Ca^{2+} e K^{+} foram maiores no PS (9,04 e 0,58 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$, respectivamente) em comparação ao PC (7,46 e 0,43 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$). A redução desses nutrientes na estação úmida pode ser explicada pelo aumento da lixiviação e pela redução da MOS, que atua como reserva temporária de nutrientes por meio de processos de complexação e troca iônica. Além disso, durante a estação seca, os baixos índices pluviométricos favorecem à redução da lixiviação e ao aumento da evapotranspiração, que promove o acúmulo de sais na superfície do solo (Lacerda-Júnior *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2023).

Os micronutrientes (Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e B) também apresentaram declínio expressivo no PC. Esses resultados refletem a forte influência do pH e da MOS na disponibilidade desses elementos. Em solos alcalinos, os micronutrientes tendem a formar precipitados ou a se adsorverem em minerais de argila, reduzindo sua solubilidade e biodisponibilidade. A redução da MOS durante o PC, como verificado neste estudo, agrava essa limitação ao diminuir a quantidade de ácidos orgânicos complexantes que favorecem a permanência de micronutrientes na solução do solo (Oliveira *et al.*, 2018; Moreno-Jiménez *et al.*, 2022).

No tocante da MOS, foi verificada acentuada variação entre os períodos sazonais e as áreas amostrais (Figura 5). Como mencionado, os maiores teores foram registrados durante o período seco, com destaque para o ERI, que apresentou valor significativamente superior (30,30 g/kg), diferindo de todas as demais áreas para o mesmo período, no qual não diferiram entre si, com teores entre 5,83 e 11,36 g/kg.

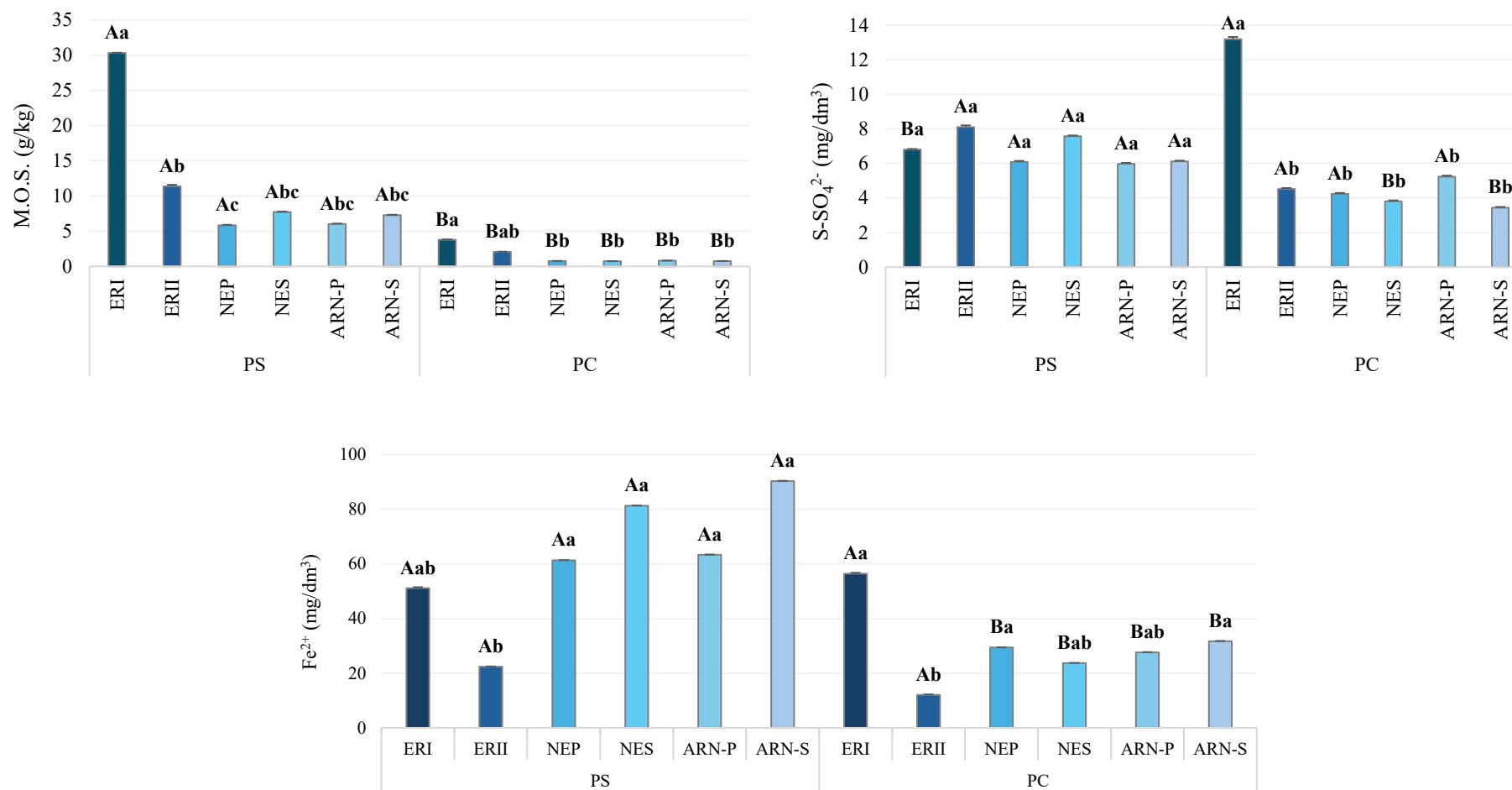


Figura 5. Propriedades químicas do solo à 0,00-0,05 m de profundidade, avaliadas nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP), núcleo de espécies secundárias (NES), áreas de regeneração natural externa ao NEP (ARN-P) e áreas de regeneração natural externa ao NES (ARN-S) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil, nos períodos seco (PS) chuvoso (PC). Médias seguidas da mesma letra maiúscula entre períodos e minúsculas entre áreas, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,01$).

No PC, houve redução expressiva da MOS em todas as áreas, em especial no ERI, embora esta ainda tenha mantido os maiores valores entre as áreas (3,78 g/kg), contudo não diferindo estatisticamente no ERII (2,06 g/kg) e diferindo das demais áreas. Por outro lado, o ERII não apresentou diferenças significativas dos NEP, NES, ARN-P e ARN-S, com teores variando de 0,73 g/kg a 0,81 g/kg. Resultados que podem ser atribuídos ao estágio de regeneração natural e a dinâmica da MOS entre os períodos sazonais, uma vez que ambientes mais conservados apresentam maior cobertura vegetal, favorecendo maior deposição de matéria orgânica no solo. Além disso, na estação úmida a sua decomposição é favorecida pela maior atividade microbológica (Oliveira *et al.*, 2021; Lacerda-Júnior *et al.*, 2019), o que justifica a redução no seguinte período sazonal.

Quanto ao teor de enxofre disponível na forma de sulfato (S-SO_4^{2-}), os maiores valores foram registrados durante o PS, exceto para o ERI com maior teor no PC, detendo a maior concentração (13,19 mg/dm³). Apesar disso, não foram identificadas diferenças estatísticas ($p < 0,01$) entre os períodos para as áreas ERII, NEP e ARN-P, sugerindo baixa variabilidade entre os períodos para estas áreas. Comportamento não identificado para o ERI, NES e ARN-S, com a sazonalidade influenciando significativamente nos teores de S-SO_4^{2-} .

No PS, os teores foram relativamente uniformes entre as áreas (5,97 mg/dm³ a 8,10 mg/dm³), sem diferenças estatísticas entre elas. Para o PC não foi observado o mesmo comportamento, com o ERI diferindo significativamente das demais áreas, com maior concentração, contudo, o ERII, NEP, NES, ARN-P e ARN-S não diferiram entre si, com concentrações entre 3,44 mg/dm³ e 5,23 mg/dm³. Esses resultados sugerem que independente do estágio de regeneração do ambiente florestal a disponibilidade do S-SO_4^{2-} no solo na Caatinga não sofre grandes modificações em períodos com baixa disponibilidade hídrica. Porém, com esse aumento (Período chuvoso) a estrutura da vegetação começa a influenciar na dinâmica do nutriente, principalmente em ambientes mais conservados.

Os teores de Fe^{2+} disponível também apresentaram variações significativas para interação entre as áreas e os períodos, sendo verificado maiores teores no PS, com variações significativas entre os períodos sazonais para as áreas de nucleação e externas aos núcleos. Contudo, nos ecossistemas de referência (ERI e ERII) os teores foram estatisticamente uniformes entre períodos, sugerindo baixa influência da sazonalidade no Fe^{2+} com o aumento da conservação do ambiente.

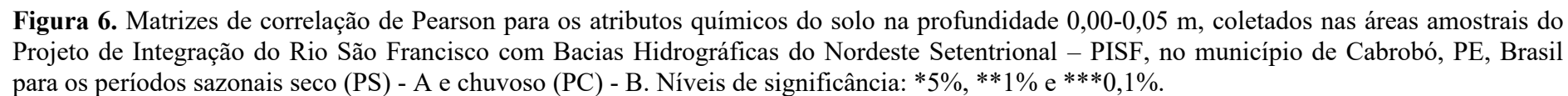
No período seco os NES, ARN-S, ARN-P, NEP e ERI detiveram os maiores teores de Fe^{2+} disponível (51,12 mg/dm³ a 90,33 mg/dm³), estatisticamente superiores aos ERII (22,38 mg/dm³), exceto o ERI que não diferiu de nenhuma área. No período chuvoso o ERI (56,42

mg/dm³) foi responsável pelos maiores teores, seguido dos ARN-S, NEP, ARN-P e NES (12,04 mg/dm³ a 31,71 mg/dm³), não diferindo entre si significativamente. O ERII deteve os menores teores, não diferindo do NES e ARN-P, e diferindo das demais áreas.

A dinâmica do ferro nestas áreas reflete a influência combinada da umidade do solo e do grau de conservação da vegetação, onde nas áreas em maior estágio de regeneração a vegetação parece atuar como reguladora química na disponibilidade de Fe²⁺, minimizando os efeitos das variações sazonais, com menor variabilidade na disponibilidade do nutriente entre períodos, o que não é identificado nas áreas em processo inicial de regeneração (NEP, NES, ARN-P e ARN-S). Nestas áreas a baixa cobertura vegetal, variações no pH e baixo aporte de MOS parecem impulsionar as variações nos teores de Fe²⁺ disponível entre períodos sazonais, regulando as reações do nutriente no solo e a maior disponibilidade na estação seca (Oliveira *et al.*, 2018; Moreno-Jiménez *et al.*, 2022).

De forma geral, os resultados demonstram que os atributos químicos do solo na camada superficial são fortemente influenciados tanto pelo estágio de regeneração da vegetação quanto pela sazonalidade, reforçando a necessidade de considerar os efeitos da sazonalidade sobre a disponibilidade de nutrientes na Caatinga. Diante disso, abordar a correlação entre os atributos químicos nos diferentes períodos sazonais é essencial para compreender a influência da disponibilidade hídrica na dinâmica nutricional da Caatinga, e consequentemente na recuperação da qualidade química do solo. Neste sentido, foi realizada a correlação de Pearson para os atributos químicos do solo na camada superficial nos períodos seco e chuvoso (Figura 6).

O pH do solo apresentou diversas correlações significativas com os atributos químicos, especialmente no PS, quando foram observadas associações importantes com os teores de P, cátions básicos (Ca²⁺, Mg²⁺ e Na⁺), SB, T, PST, CE, micronutrientes (Zn²⁺ e Mn²⁺) e a MOS (Figura 6A). No PC, além da manutenção dessas correlações, houve um fortalecimento significativo das associações positivas com Na⁺, SB, T, PST e CE (Figura 6B), reforçando o papel do pH como indicador da fertilidade química e da condição salina do solo (Alves *et al.*, 2022; Macedo *et al.*, 2023). Esses resultados sugerem que, com o aumento da umidade, há maior mobilização de sais e cátions trocáveis, os quais, em conjunto com a alcalinização relativa do solo, intensificam a resposta do pH. A correlação positiva do pH com os macronutrientes P, Ca²⁺ e Mg²⁺ também se manteve, o que é consistente com a maior mobilidade desses elementos em ambientes mais alcalinos (Solanki *et al.*, 2024; Macedo *et al.*, 2023).



Em contrapartida, micronutrientes como Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} e B, além da MOS, mostraram correlações negativas com o pH, em ambos os períodos, mas com maior intensidade no período chuvoso (Figura 6), refletindo sua maior solubilidade em pH menos alcalinos e o papel acidificante da matéria orgânica durante sua decomposição (Moreno-Jiménez *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022).

A intensificação da correlação negativa entre pH e MOS ($r = -0,48^{***}$) sugere maior mineralização e liberação de ácidos orgânicos com a elevação da umidade. Assim, o pH se mostra como um atributo integrador da dinâmica química do solo sob o efeito da sazonalidade, refletindo tanto os processos de retenção de bases como os mecanismos de liberação de nutrientes e compostos orgânicos na Caatinga (Parhizkar *et al.*, 2021; Moreno-Jiménez *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022).

A MOS apresentou múltiplas correlações significativas com atributos químicos em ambos os períodos sazonais, refletindo seu papel determinante na fertilidade e na dinâmica de nutrientes no solo da Caatinga. No PS, a MOS correlacionou-se positivamente com os micronutrientes (Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} e B), além de Ca^{2+} e $S-SO_4^{2-}$, o que pode indicar acúmulo conjunto de matéria orgânica e elementos associados à fração coloidal ou à ciclagem biológica. A MOS atua como importante fonte e agente de retenção desses elementos, especialmente em solos com baixa T, como os da região semiárida (Dhaliwal *et al.*, 2019; Jaskulska *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2024).

Ainda no PS, foram observadas correlações negativas com Na^+ , Mg^{2+} e PST, sugerindo que áreas com maior acúmulo de MOS apresentaram menor salinidade relativa e menor contribuição de cátions não desejáveis, fato evidenciado no presente estudo com a identificação de menor CE, PST e teor de Na^+ nas áreas com o aumento da MOS (Apendice 1).

No PC, a maioria dessas correlações foram mantidas, com maior intensidade nos coeficientes (Figura 6), indicando que o aumento da umidade potencializou os efeitos da MOS sobre os atributos químicos. Contudo, o Ca^{2+} deixou de apresentar correlação significativa com a MOS, possivelmente em função da maior mobilidade e redistribuição vertical do Ca^{2+} com o aumento da precipitação, o que reduz sua associação direta com a matéria orgânica superficial (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

Nesse mesmo período, surgiram novas correlações significativas, sendo positiva com o K^+ — o que pode indicar liberação desse nutriente via mineralização da MOS — e negativa com o P, o que pode ser explicada pela maior mobilidade e perda simultânea desses elementos, favorecida pela umidade. Além disso, em pH neutro a levemente alcalino,

compostos orgânicos solúveis podem formar complexos com cálcio, resultando na precipitação de fosfatos (Ca-P) menos disponíveis (Silva *et al.*, 2024). Em conjunto, esses resultados indicam que a MOS influencia direta e indiretamente a disponibilidade de nutrientes, variando conforme a sazonalidade e as condições edáficas de umidade e oxigenação (Stavi; Thevs; Priori, 2021; Parhizkar *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024).

Em ambos os períodos sazonais, foram observados forte correlação positiva entre a SB e a T ($r = 1,00^{***}$). Correlação esperada, já que a soma de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) compõe diretamente a T. Neste sentido, a SB e T apresentaram correlações positivas e significativas com os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ em ambos os períodos sazonais, refletindo a forte contribuição desses elementos para a composição da T efetiva do solo nas áreas avaliadas. No PS, a correlação de Ca^{2+} com SB e T foi de $r = 0,80^{***}$, enquanto no período chuvoso diminuiu levemente para $r = 0,66^{***}$, mantendo-se significativa, o que evidencia sua contribuição expressiva e contínua para a composição da T. Para o magnésio, o comportamento foi oposto, com $r = 0,79^{***}$ no PS e um aumento para $r = 0,85^{***}$ no PC, indicando maior participação do Mg^{2+} na T sob maior umidade. Essas correlações mostram uma manutenção na composição iônica do complexo de troca, mesmo com as variações sazonais, com Ca^{2+} e Mg^{2+} permanecendo como os principais cátions trocáveis. Em relação ao Na^+ , as correlações com SB e T foram idênticas nos dois períodos sazonais, com $r = 0,40^{***}$ e $0,41^{***}$, respectivamente, revelando um papel estável, mas secundário, na saturação de bases e troca catiônica.

No entanto, o comportamento do K^+ foi distinto. No PS, suas correlações com SB e T foram negativas, fracas e não significativas ($r = -0,12$), sugerindo uma baixa contribuição direta do K^+ para a saturação de bases nessa condição. Já no PC, essas correlações negativas se intensificaram, atingindo significância a 0,1% ($r = -0,33$), o que pode indicar uma relação inversa entre a saturação de bases e o teor de K^+ disponível em condições de maior umidade. Isso pode estar relacionado à lixiviação do K^+ , à competição com outros cátions na fase trocável ou até à redistribuição vertical durante o ciclo hidrológico mais intenso. Além disso, como o K^+ apresenta menor força de retenção na T (menor energia de ligação comparado a Ca^{2+} e Mg^{2+}), ele é mais suscetível à perda em sistemas com saturação elevada por outros cátions, especialmente em solos arenosos e sob regimes de umidade mais elevados (Stavi; Thevs; Priori, 2021). Assim, a dinâmica do potássio se destaca por responder de forma inversa ao padrão observado para os demais cátions, revelando a complexidade das interações químicas sob influência da sazonalidade.

A PST apresentou múltiplas correlações significativas com os atributos químicos do solo, evidenciando seu papel como um importante indicador da sodicidade e da degradação química no ambiente semiárido. No PS, o PST correlacionou-se de forma positiva e significativa com pH ($r = 0,36^{***}$), P ($r = 0,26^{**}$), Mg^{2+} ($r = 0,31^{***}$) e, com maior intensidade, com o Na^+ ($r = 0,78^{***}$), confirmando que sua magnitude está diretamente relacionada ao acúmulo de Na^+ no complexo de troca. Apesar de uma leve redução no valor de r no PC ($r = 0,70^{***}$), essa correlação manteve-se significativa e forte, indicando a persistência da sodicidade como fator dominante, mesmo sob condições de maior umidade.

De forma oposta, o PST exibiu correlações negativas e significativas com a MOS ($r = -0,24^{**}$), $S-SO_4^{2-}$ ($r = -0,29^{***}$), Ca^{2+} ($r = -0,24^{**}$), K^+ ($r = -0,36^{***}$) e os micronutrientes Mn^{2+} ($r = -0,36^{***}$), Zn^{2+} ($r = -0,39^{***}$), Cu^{2+} ($r = -0,26^{**}$) e B ($r = -0,36^{**}$) no período seco. Essas correlações negativas indicam que a elevação da sodicidade está associada à redução da fertilidade do solo, afetando tanto macro quanto micronutrientes essenciais. No período chuvoso, essas correlações negativas se intensificaram, revelando que o excesso de Na^+ nos sítios de troca pode comprometer ainda mais a retenção, mobilidade e disponibilidade de nutrientes, especialmente sob condições de maior umidade e mobilização iônica (Oliveira *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024; Stavi; Thevs; Priori, 2021).

Portanto, o PST se mostra como um marcador sensível da degradação química e da limitação nutricional do solo, principalmente em contextos onde há risco de salinização ou desequilíbrio iônico — aspectos críticos a serem monitorados em programas de restauração ecológica na Caatinga.

O Fe^{2+} apresentou diversas correlações positivas e significativas com atributos químicos do solo no PS, indicando sua associação com elementos essenciais em ambientes com maior acúmulo de nutrientes e menor umidade. Foram identificadas correlações com o P ($r = 0,23^{**}$), $S-SO_4^{2-}$ ($r = 0,24^{**}$), K^+ ($r = 0,31^{***}$) e com os micronutrientes Mn^{2+} ($r = 0,63^{***}$), Zn^{2+} ($r = 0,39^{***}$) e Cu^{2+} ($r = 0,36^{***}$). Tais associações reforçam o papel do Fe^{2+} como um elemento quimicamente ativo nas interações com nutrientes metálicos e elementos adsorvíveis, cuja disponibilidade também pode estar vinculada à presença de óxidos e à competição por sítios de troca (Krause *et al.*, 2020; Moreno-Jiménez *et al.*, 2021; Vieira *et al.*, 2021).

A correlação elevada com o Mn^{2+} no PS reflete a semelhança geoquímica e a susceptibilidade conjunta aos ciclos redox. As correlações com Cu^{2+} e Zn^{2+} podem estar associadas à sorção conjunta em colóides minerais e orgânicos, comum em solos com maior conteúdo de argila e matéria orgânica (Solanki *et al.*, 2024; Oliveira *et al.*, 2018). No entanto,

é importante destacar que não foram observadas correlações significativas entre Fe^{2+} e MOS ou entre Fe^{2+} e pH em nenhum dos períodos, o que indica que, embora esses fatores influenciem a disponibilidade do ferro, sua ação pode estar mediada por outras variáveis físico-químicas ou por sua precipitação em formas menos reativas, como óxidos e hidróxidos de baixa solubilidade, especialmente sob pH neutro ou ligeiramente ácido (Krause *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2018).

No PC, as correlações com S-SO_4^{2-} , K^+ , Cu^{2+} e Zn^{2+} perderam significância, permanecendo apenas as associações com P ($r = 0,18^*$) e Mn^{2+} ($r = 0,20^*$). Essa redução pode estar relacionada à mobilização e reprecipitação do ferro em formas menos disponíveis sob maior teor de água no solo. Ainda assim, a manutenção da correlação com o Mn reforça a influência dos processos redox e das reações de oxirredução na disponibilidade simultânea desses dois micronutrientes (Vieira *et al.*, 2021; Krause *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2018). Assim, os resultados indicam que, embora o Fe exerça papel relevante na dinâmica de nutrientes metálicos no solo, sua interação direta com a matéria orgânica e o pH não foi estatisticamente confirmada, demonstrando a complexidade da sua especiação em ambientes sazonais da Caatinga.

A análise das correlações entre macronutrientes e micronutrientes revelou interações significativas e moduladas pela sazonalidade. O Mg^{2+} apresentou correlações negativas e significativas com B, Zn^{2+} e Mn^{2+} no PS, indicando possível competição iônica por sítios de troca ou efeitos de antagonismo, principalmente em ambientes de baixa umidade e maior concentração iônica. No PC, essa relação negativa foi mantida apenas com o Zn^{2+} , e de forma mais fraca, sugerindo redução dos efeitos competitivos com o aumento da mobilidade e diluição de nutrientes sob maior umidade (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

Para o Ca^{2+} , as correlações foram positivas e significativas com Cu^{2+} , Mn^{2+} e B no PS, demonstrando um padrão mais colaborativo, possivelmente associado à estrutura coloidal do solo e à ação conjunta na estabilidade da matéria orgânica. No entanto, apenas a correlação com B foi mantida no PC, com menor intensidade, sugerindo que as condições úmidas alteram as interações de Ca^{2+} com os micronutrientes, possivelmente por reprecipitação ou redistribuição vertical no perfil do solo (Oliveira *et al.*, 2018).

O K^+ também exibiu correlações positivas e significativas com B, Zn^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} e Fe^{2+} no PS, reforçando seu papel como cátion de alta mobilidade associado a zonas de maior fertilidade. Entretanto, no PC, apenas as correlações com Mn^{2+} , Zn^{2+} e B foram mantidas, e de forma enfraquecida, refletindo maior mobilidade e possível lixiviação do K^+ ou dos próprios

micronutrientes, fenômeno comum em solos arenosos ou com estrutura degradada (Stavi; Thevs; Priori, 2021; Oliveira *et al.*, 2018).

Já o S-SO_4^{2-} , nutriente fortemente influenciado pela atividade biológica, apresentou correlações positivas e significativas com Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , B e Fe^{2+} no PS, o que indica uma co-ocorrência favorecida por ambientes com maior acúmulo de nutrientes e menor mobilidade hídrica. Essas interações podem estar relacionadas à atuação conjunta desses elementos em sistemas coloidais, associações com a MOS e influência da atividade microbiana, que tende a ser mais seletiva e localizada em condições de baixa umidade.

No PC, essas correlações persistiram apenas para B, Zn^{2+} e Cu^{2+} , novamente com intensidade reduzida. Isso demonstra que a mobilidade do S-SO_4^{2-} e dos micronutrientes é acentuada sob maior umidade, refletindo perdas por lixiviação, diluição ou redistribuição vertical no perfil do solo, especialmente em solos com baixa capacidade de retenção. Tal comportamento evidencia que as interações entre S-SO_4^{2-} e micronutrientes são mais intensas e estáveis em condições de menor umidade (Oliveira *et al.*, 2018; 2021).

Os resultados mostram que as interações entre macro e micronutrientes são mais intensas e significativas em condições de maior estresse hídrico (período seco), quando a concentração dos elementos no solo tende a ser maior. No período chuvoso, há um claro enfraquecimento dessas correlações, refletindo efeitos de diluição, alteração nos complexos de troca e maior mobilidade dos nutrientes, o que reforça a importância de considerar a sazonalidade ao avaliar a fertilidade e a qualidade química do solo em ecossistemas sazonais como a Caatinga.

Neste sentido, a análise de correlação confirma os padrões identificados pela análise de variância e teste de Tukey, destacando a influência do pH e da MOS na dinâmica dos nutrientes do solo. Os resultados indicaram que o período seco apresentou maior número e intensidade de correlações significativas entre os atributos químicos, refletindo maior estabilidade e coesão edáfica. Esse comportamento está associado à menor mobilidade hídrica e ao acúmulo de matéria orgânica, que favorecem a retenção de nutrientes e reduzem indicadores de degradação como PST e Na^+ . Embora a umidade do período chuvoso ative processos como mineralização e maior mobilização de nutrientes, também promove instabilidade química e perda de interações entre atributos. Assim, conclui-se que, apesar da importância da água para a ciclagem de nutrientes, a recuperação da qualidade química do solo na camada superficial foi mais favorecida no período seco, por reunir condições mais propícias à organização e conservação dos recursos edáficos.

A análise dos dendrogramas de dissimilaridade, com base na distância euclidiana e no método de agrupamento hierárquico, revelou diferenças na organização dos atributos químicos do solo entre os períodos seco e chuvoso (Figura 7). Em ambos os períodos foi possível identificar a formação de dois grandes agrupamentos: um composto pelas áreas de referência ecológica (ERI e ERII) e outro pelas áreas em processo de restauração ativa e regeneração natural (NEP, NES, ARN-P e ARN-S).

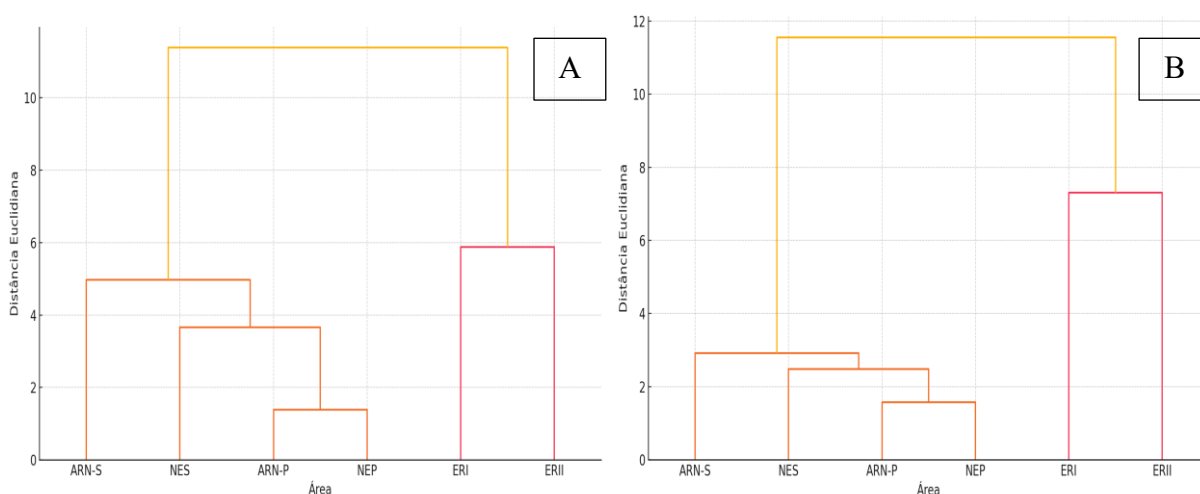


Figura 7. Dendrograma de dissimilaridade (Distância Euclidiana) pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando os atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m entre as áreas de estudo nos períodos sazonais seco (A) e chuvoso (B). Em que: Área de referência em avançado de regeneração (ERI); Área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII); Núcleo de espécies pioneiras (NEP); Núcleo de espécies secundárias (NES); Área de regeneração natural externa ao NEP (ARN-P); e Área de regeneração natural externa ao NES (ARN-S).

No período seco, observou-se maior dissimilaridade entre as áreas, com a formação de dois grupos bem definidos (Figura 7). O primeiro agrupou as áreas em regeneração ativa (NEP e NES) e regeneração natural (ARN-P e ARN-S), em que se destacaram dois subgrupos: um formado por NEP e ARN-P, e outro por NES e ARN-S. Essa organização sugere uma influência local dos núcleos de espécies nas áreas adjacentes, indicando que as características químicas do solo se assemelham entre os núcleos e suas respectivas áreas vizinhas. O segundo grupo foi composto exclusivamente pelas áreas de referência (ERI e ERII), que se mostraram quimicamente distintas das áreas em restauração, com menor distância euclidiana entre si. Isso evidencia que as áreas de referência, mesmo em diferentes estágios de regeneração, apresentam composição química mais próxima uma da outra do que das áreas em recuperação, confirmando sua importância como base comparativa para processos de restauração ecológica.

No período chuvoso, embora a estrutura geral dos agrupamentos tenha sido mantida, observou-se uma redução nas distâncias euclidianas entre as áreas em processo de restauração. O agrupamento NEP–ARN-P foi novamente mantido, assim como o agrupamento NES–ARN-S, mas com maior proximidade entre os quatro sítios, indicando maior homogeneidade nos atributos químicos do solo durante esse período. Esse padrão pode ser explicado pela maior disponibilidade hídrica no período chuvoso, que favorece a redistribuição de nutrientes no perfil do solo, a mobilização iônica e a mineralização da matéria orgânica, promovendo uma aproximação dos padrões químicos entre áreas com coberturas vegetais distintas, porém sujeitas a processos biogeoquímicos semelhantes.

Apesar dessa maior integração entre as áreas em restauração, as áreas de referência (ERI e ERII) continuaram a formar um grupo separado, o que reforça que, mesmo com a influência da umidade, essas áreas mantêm características químicas mais estáveis e avançadas, compatíveis com ecossistemas mais consolidados. No entanto, notou-se um leve aumento na distância entre ERI e ERII durante o período chuvoso, possivelmente refletindo diferenças na capacidade de retenção e mobilização de nutrientes entre os dois estágios de referência.

Esses resultados demonstram que o período chuvoso tende a reduzir a dissimilaridade entre as áreas em restauração, promovendo uma homogeneização parcial dos atributos químicos do solo, enquanto o período seco favorece uma maior organização e estabilidade das interações químicas, especialmente nas áreas com maior acúmulo de matéria orgânica e menor mobilidade hídrica. Assim, a sazonalidade influencia não apenas a dinâmica dos nutrientes, mas também a estrutura de similaridade entre diferentes estratégias de restauração ecológica na Caatinga.

3.2. Profundidade 0,05 – 0,10 m

Na profundidade de 0,05–0,10 m, os atributos químicos do solo mantiveram padrões semelhantes aos observados na camada de 0,00–0,05 m, embora com valores absolutos ligeiramente reduzidos para a maioria das variáveis (Tabela 6), refletindo o acúmulo de nutrientes e matéria orgânica na camada superior. A redução dos teores de MOS em profundidade é especialmente relevante, indicando baixa incorporação de resíduos orgânicos nas áreas em regeneração, em especial nas áreas em estágios iniciais de regeneração, e menor atividade biológica nos horizontes subsuperficiais (Rezende *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2024; Souza *et al.*, 2019).

Tabela 6. Propriedades químicas do solo com efeitos significativo para o fator Área na profundidade 0,05-0,10 m, coletadas nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil para os períodos sazonais

Variável	ERI	ERII	NEP	NES	ARN-P	ARN-S	CV (%)
pH 1:2,5 (H ₂ O)	6,53 b	6,77 b	7,44 a	7,47 a	7,49 a	7,62 a	8,84
MOS (g/kg)	9,24 a	4,33 b	3,30 b	3,58 b	3,31 b	3,50 b	12,83
P (mg/dm ³)	13,08 b	14,80 b	74,09 a	113,87 a	65,96 a	95,04 a	35,13
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	2,66 b	2,65 b	7,56 a	6,71 a	6,89 a	6,71 a	13,08
K ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,53 a	0,34 ab	0,29 b	0,29 b	0,35 b	0,34 b	48,30
Na ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,16 b	0,04 b	1,48 a	1,53 a	1,47 a	1,43 a	14,35
SB (cmol _c /dm ³)	10,82 ab	9,78 b	17,66 a	16,75 a	17,61 a	17,79 a	14,85
T (cmol _c /dm ³)	12,03 ab	10,44 b	18,01 a	17,01 a	17,93 a	18,02 a	15,82
CE (dS/m)	0,50 ab	0,40 b	1,37 a	1,23 a	1,33 a	1,01 a	28,66
Cu ²⁺ (mg/dm ³)	1,08 ab	1,84 a	0,93 b	0,67 b	0,74 b	0,69 b	6,51
B (mg/dm ³)	0,57 a	0,41 ab	0,26 c	0,25 c	0,29 bc	0,25 c	46,22
PST (%)	1,05 b	0,37 b	6,67 a	7,53 a	6,88 a	6,89 a	2,51

*letras minúsculas na linha seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey aos níveis de 5% e 1% de significância.

Os valores de pH mantiveram-se mais elevados nas áreas de nucleação (NEP e NES) e nas adjacentes (ARN-P e ARN-S), com médias acima de 7,4 (Tabela 6), indicando ambiente alcalino e possível influência do material de origem exposto pela movimentação de solo durante a construção do canal. Em contrapartida, as áreas de referência (ERI e ERII) mantiveram pH mais ácido a neutro, inclusive em profundidade, compatível com solos de maior estabilidade ecológica.

A MOS apresentou redução em todas as áreas em comparação à camada superior, sendo significativamente mais elevada no ERI. Esse resultado reforça o papel da vegetação mais madura na acumulação e conservação de carbono no solo da Caatinga, enquanto os núcleos, embora promovam melhorias nas camadas superficiais, ainda mostram baixa eficiência em profundidade, provavelmente pelo tempo de implantação recente e pelas características do solo raso e pedregoso típicos da região (Oliveira *et al.*, 2021; Lacerda-Júnior *et al.*, 2019).

A concentração de K⁺ trocável, embora com menor amplitude, apresentou ligeira superioridade em ERI, não diferindo estatisticamente do ERII e diferindo das demais áreas. Por outro lado, o ERII não diferiu dos NEP, NES, ARN-P e ARN-S, sugerindo melhorias nos teores de K⁺ nas áreas externas aos núcleos e nucleadoras, principalmente nas ARN-P e ARN-S. Comportamento semelhante ao identificado na camada superficial do solo, sugerindo que

os teores de K^+ melhoram à medida que o estágio de regeneração natural avança, mesmo em subsuperfície.

Nutrientes como P, Mg^{2+} e Na^+ apresentaram teores significativamente mais altos nos NEP, NES, ARN-P e ARN-S, o que indica que, mesmo em subsuperfície, essas áreas ainda refletem impactos da degradação prévia e da exposição de horizontes subsuperficiais mais ricos em bases e sais solúveis (Martins *et al.*, 2019). Embora teores elevados de Mg^{2+} e P possam sugerir fertilidade, o excesso relativo de Mg^{2+} (relação $Ca/Mg < 2:1$ nas áreas nucleadas e adjacentes) pode comprometer a absorção de cálcio e afetar a estrutura do solo (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

A CE e o PST foram maiores nas áreas de nucleação e suas adjacentes, caracterizando risco de salinização e sodificação, redução da infiltração de água e degradação da estrutura do solo — fatores críticos para a recuperação em ambientes semiáridos. Apesar dessas concentrações estarem dentro de limites aceitáveis para Caatinga, são valores que exigem atenção, especialmente no semiárido, onde o risco de salinização e sodificação são elevados devido à baixa pluviosidade e evapotranspiração intensa (Macedo *et al.*, 2023). Esse dado ressalta a importância do monitoramento contínuo, mesmo em áreas de regeneração ecológica.

A SB e a T foram maiores nas áreas NEP, NES, ARN-P e ARN-S, não diferindo estatisticamente do ERI. Por sua vez, o ERII não diferiu do ERI, mas diferiu das demais áreas. Observa-se que esses melhores resultados de SB e T para as áreas nucleadas e adjacentes, se deve majoritariamente à contribuição dos cátions Mg^{2+} e Na^+ . Dessa forma, mesmo com aparente elevação da fertilidade, os desequilíbrios entre os cátions e o aumento da PST e CE apontam para baixa qualidade química do solo nestas áreas em comparação às áreas de referência, onde os cátions estão melhor equilibrados e a PST se mantém abaixo do limiar de risco.

Os teores de micronutrientes como Cu^{2+} e B foram mais elevados nas áreas de referência, o que pode estar associado à maior estabilidade do sistema e ausência de perdas por lixiviação ou imobilização em formas orgânicas não disponíveis. Nas áreas nucleadas, os baixos teores desses elementos podem refletir o estágio inicial de recuperação funcional do solo, caracterizado por ciclos biogeoquímicos ainda em reestruturação (Oliveira *et al.*, 2018; Moreno-Jiménez *et al.*, 2022).

Na profundidade de 0,05–0,10 m, os atributos químicos do solo também apresentaram diferenças significativas entre os períodos sazonais, com destaque para os teores de MOS , P, $S-SO_4^{2-}$, K^+ e os micronutrientes Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} e B (Tabela 7).

Tabela 7. Propriedades químicas do solo com efeitos significativo para o fator Período na profundidade 0,05-0,10 m, coletadas nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil para os períodos sazonais seco (PS) e chuvoso (PC)

Variável	MOS g/kg	P --- mg/dm ³ ---	S-SO ₄ ²⁻ cmol _c /dm ³	K ⁺ cmol _c /dm ³	Mn ²⁺ ----- mg/dm ³ -----	Cu ²⁺ ----- mg/dm ³ -----	Zn ²⁺ ----- mg/dm ³ -----	B
PS	6,66 A	105,60 A	6,71 A	0,38 A	82,36 A	0,94 A	1,12 A	0,33 A
PC	0,71 B	57,60 B	5,68 B	0,28 B	38,03 B	0,68 B	0,44 B	0,23 B
CV (%)	12,83	35,13	15,7	48,30	13,49	6,51	1,44	46,22

*letras maiúsculas na coluna seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

De modo geral, os teores foram superiores durante o PS, evidenciando uma tendência semelhante à observada na camada superficial (0,00–0,05 m). A MOS apresentou diferença expressiva entre os períodos, com valores médios de 6,66 g/kg no PS e apenas 0,71 g/kg no PC (Tabela 7). Essa redução drástica pode estar associada à maior mineralização e lixiviação da matéria orgânica durante a estação chuvosa, especialmente em solos com baixa cobertura vegetal (Oliveira *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2024). A mesma tendência foi observada para o P, com valores médios de 105,60 mg/dm³ no PS e 57,60 mg/dm³ no PC, corroborando a baixa capacidade de retenção de P sob condições de alta umidade, além de possível diluição e maior adsorção em formas menos disponíveis em ambientes mais úmidos (Paiva *et al.*, 2023).

O teor de S-SO₄²⁻, nutriente essencial para a síntese de proteínas, também foi significativamente superior no PS (6,71 mg/dm³), decrescendo para 5,68 mg/dm³ na estação chuvosa. A redução no teor de S pode estar ligada à maior mobilidade do ânion sulfato no perfil do solo, favorecendo seu deslocamento em profundidade com as chuvas (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

Entre os cátions trocáveis, o K⁺ foi significativamente maior no PS (0,38 cmol_c/dm³), caindo para 0,28 cmol_c/dm³ no PC. Essa diferença, mais acentuada em profundidade, reforça a influência da precipitação na lixiviação de cátions trocáveis e da redução da MOS (Lacerda-Júnior *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2023).

Os micronutrientes Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ e B apresentaram maiores concentrações no PS, com reduções significativas no PC. O Mn²⁺ variou de 82,36 mg/dm³ (seco) para 38,03 mg/dm³ (chuvoso), o Cu²⁺ de 0,94 para 0,68 mg/dm³, o Zn²⁺ de 1,12 para 0,44 mg/dm³, e o B de 0,33 para 0,23 mg/dm³. Essas reduções podem ser atribuídas à diminuição da disponibilidade desses micronutrientes em condições de maior umidade e baixa disponibilidade de MO no solo, uma vez que esses elementos são fortemente influenciados pelo teor de MOS e pelo grau

de complexidade da vegetação (Dhaliwal *et al.*, 2019; Moreno-Jiménez *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2018).

Na camada subsuperficial, o efeito da interação entre os períodos de coleta e áreas permaneceu apenas para o Fe^{2+} (Figura 8), com comportamento semelhante ao identificado na profundidade 0,00-0,05 m.

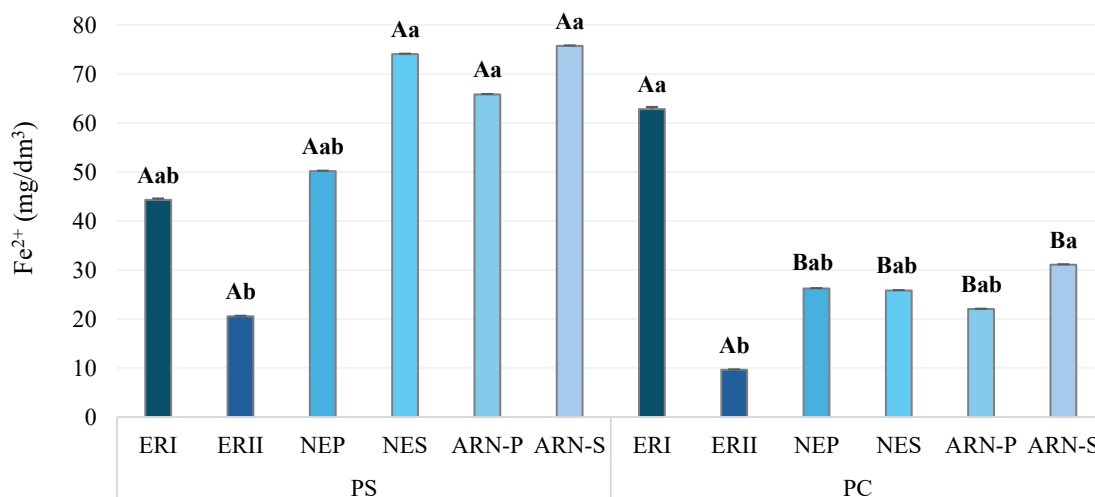


Figura 8. Teor de ferro (Fe^{2+}) no solo à 0,05-0,10 m de profundidade, avaliado nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP), núcleo de espécies secundárias (NES), áreas de regeneração natural externa ao NEP (ARN-P) e áreas de regeneração natural externa ao NES (ARN-S) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil, nos períodos seco (PS) chuvoso (PC). Médias seguidas da mesma letra maiúscula entre períodos e minúsculas entre áreas, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,01$).

No geral, as maiores concentrações de Fe^{2+} foram identificadas no PS, exceto para o ERI, contudo não ocorreu diferenças estatísticas entre os períodos para esta área (Figura 8). No ERII também não foi identificado diferença significativa entre os períodos, sugerindo uniformidade nos teores de Fe^{2+} em subsuperfície em ambientes em maior estágio de regeneração. Padrão não identificado para o NEP, NES, ARN-P e ARN-S, com teores na estação seca significativamente superiores a úmida.

No PS os maiores teores de Fe foram identificados no ARN-S, NES e ARN-P (variando de 75,77 mg/dm³ e 65,82 mg/dm³), semelhantes estatisticamente, não diferindo do NEP e ERI com teores intermediários (50,17 mg/dm³ e 40,30 mg/dm³). O ERII foi a área com menor de Fe^{2+} (20,56 mg/dm³), não apresentando diferenças significativas apenas para NEP e ERI e diferindo das demais áreas.

Por outro lado, no PC o maior teor foi identificado no ERI (62,83 mg/dm³), não diferindo dos ARN-S, NEP, NES e ARN-P, com teores intermediários (variando de 31,08 mg/dm³ a 22,03 mg/dm³). O ERI persistiu com o menor teor de Fe²⁺ (9,65 mg/dm³), não diferindo estatisticamente do NEP, NES e ARN-P, e diferindo das demais áreas. Esse comportamento do ferro reforça a influência combinada da umidade do solo e do grau de conservação da vegetação nas áreas discutidos anteriormente Oliveira *et al.*, 2018; Moreno-Jiménez *et al.*, 2022, que se mantém em subsuperfície.

De forma geral, os resultados demonstram que os atributos químicos do solo continuam sendo influenciados em subsuperfície pelo estágio de regeneração da vegetação e pela sazonalidade, reforçando a necessidade de considerar as avaliações em profundidade.

Com relação as áreas, esses resultados reforçam que, embora os núcleos estejam promovendo ganhos pontuais na fertilidade para as suas áreas e adjacentes, ainda persistem desequilíbrios químicos e problemas estruturais, que se agravam em profundidade, os quais comprometem a qualidade do solo e o sucesso da restauração ecológica no curto prazo.

Observa-se também que a sazonalidade continua a influenciar a maioria dos atributos químicos do solo, com correlações significativas entre períodos sazonais (Figura 9).

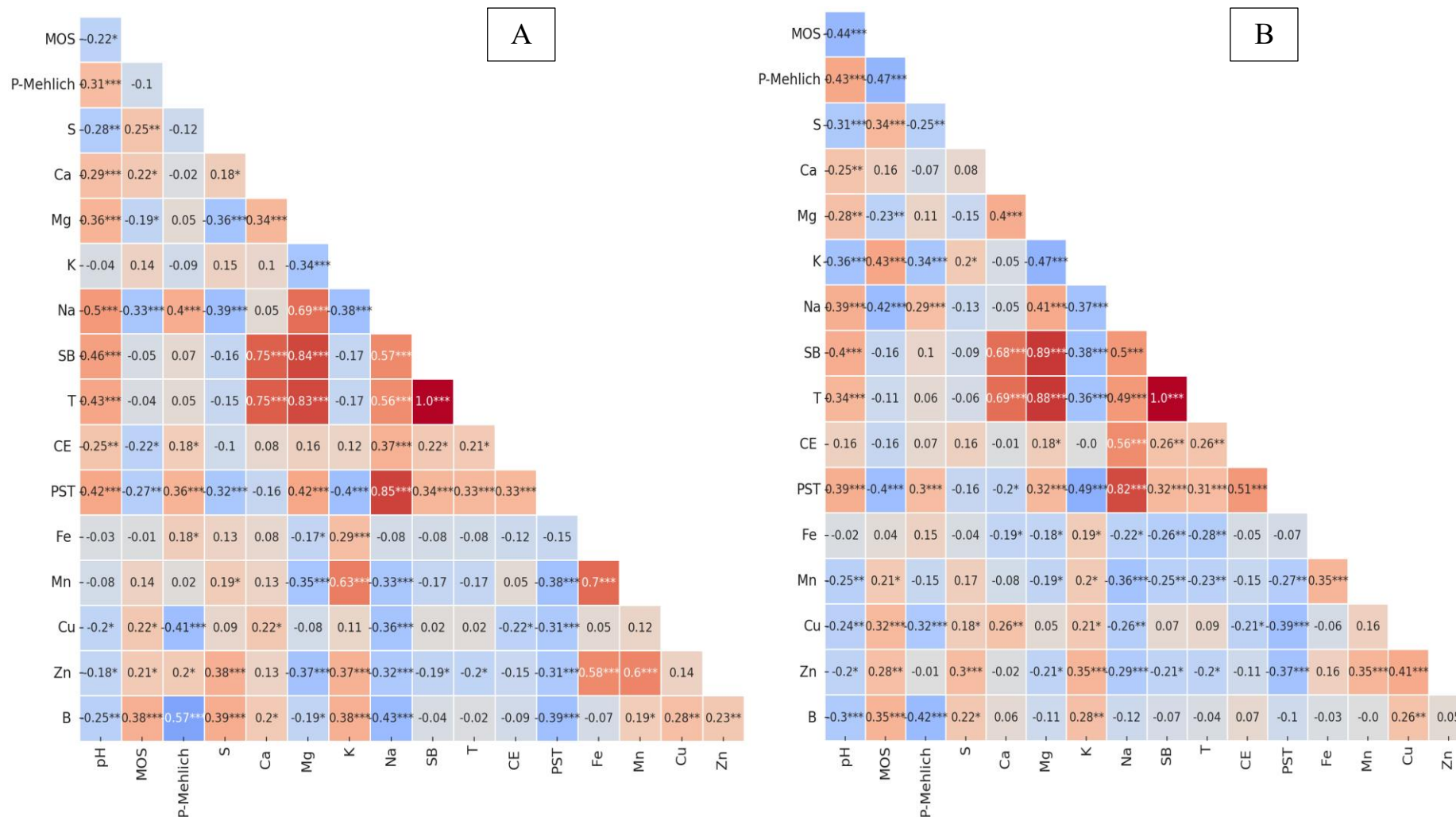


Figura 9. Matrizes de correlação de Pearson para os atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m, coletados nas áreas amostrais do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil para os períodos sazonal seco (PS) - A e chuvoso (PC) - B. Níveis de significância: *5%, **1% e ***0,1%.

Na camada subsuperficial, os padrões de correlação entre os atributos químicos do solo revelaram variações relevantes entre os períodos sazonais (Figura 9), ainda que certas tendências observadas na camada superficial tenham sido mantidas.

O pH do solo apresentou correlação negativa e significativa com o S-SO_4^{2-} no período seco ($r = -0,28^{***}$), além de associações mais fortes com os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e a CE, em relação à camada superficial. Micronutrientes como Zn^{2+} , Cu^{2+} e B também apresentaram correlações negativas significativas com o pH, especialmente com Cu^{2+} ($r = -0,20^*$) e B ($r = -0,25^{***}$), enquanto Mn^{2+} perdeu significância nessa profundidade. Já no período chuvoso, a correlação entre pH e CE deixou de ser significativa, mas as demais associações permaneceram similares. Esses resultados reforçam o papel do pH como um indicador químico sensível à sazonalidade e à profundidade, influenciando tanto a fertilidade quanto a salinidade do solo, principalmente por sua interação com cátions básicos e micronutrientes sob diferentes condições de umidade (Solanki *et al.*, 2024; Rezende *et al.*, 2022).

A MOS manteve correlação negativa com o pH em ambos os períodos, embora com menor intensidade nesta profundidade. No período seco, a MOS perdeu a associação significativa com Mn^{2+} , mas passou a se correlacionar negativamente com a CE ($r = -0,22^{**}$), sugerindo que áreas com maior teor de MOS tendem a apresentar menor salinidade. No período chuvoso, as correlações com Mn^{2+} e B tornaram-se mais fracas. Esses padrões indicam que, embora a MOS siga exercendo influência sobre a fertilidade e a salinidade, essa influência é menos expressiva nas camadas subsuperficiais e sob maior umidade (Rezende *et al.*, 2022; Macedo *et al.*, 2023; Oliveira *et al.*, 2018).

O P passou a apresentar correlação significativa com a CE no período seco ($r = 0,18^*$), enquanto no período chuvoso sua associação com o Na^+ se intensificou, sugerindo que sua dinâmica pode estar relacionada tanto à salinidade quanto à mobilização de sais em profundidade. Isso reforça a necessidade de monitorar o P em ambientes onde há acúmulo de Na^+ , devido ao potencial de imobilização por complexos com sais ou compostos orgânicos (Oliveira *et al.*, 2021; Martins *et al.*, 2019).

O S-SO_4^{2-} , por sua vez, apresentou menor número e intensidade de correlações nesta profundidade. No PS, perdeu interações com Mn^{2+} , Fe^{2+} e K^+ , mas passou a se correlacionar positivamente com Ca^{2+} ($r = 0,18^*$). No PC, observou-se perda de correlação com Mn^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} e PST, mantendo-se apenas associações mais fracas com K^+ . Isso reflete a maior mobilidade do S-SO_4^{2-} sob alta umidade, com tendência à diluição e lixiviação, especialmente em solos mais arenosos (Vieira *et al.*, 2021; Stavi; Thevs; Priori, 2021).

O Ca^{2+} demonstrou comportamento variável: no PS, perdeu correlação com Mn^{2+} e PST e apresentou associação mais fraca com Cu^{2+} . No PC, passou a se correlacionar positivamente com Cu^{2+} ($r = 0,26^{**}$) e negativamente com Fe^{2+} ($r = -0,19^*$), enquanto perdeu a significância com B. Esses dados indicam que, sob maior umidade, há redistribuição vertical e possíveis interações competitivas com micronutrientes, que enfraquecem a associação do Ca^{2+} com alguns elementos (Oliveira *et al.*, 2018).

O Mg^{2+} manteve estabilidade no PS, mas apresentou comportamento mais dinâmico no PC. Surgiram novas correlações negativas com Zn^{2+} , Mn^{2+} ($r = -0,19^*$) e Fe^{2+} ($r = -0,18^*$), além de uma correlação positiva com a CE ($r = 0,18^*$). Esses dados sugerem que o Mg^{2+} ganha mobilidade e passa a competir com micronutrientes sob maior umidade, influenciado por mudanças no complexo de troca catiônica (Stavi; Thevs; Priori, 2021).

O K^+ , que não apresentou correlações significativas com Cu^{2+} e CE no PS, passou a se correlacionar positivamente com Cu^{2+} ($r = 0,21^*$) e Fe^{2+} ($r = 0,19^*$) no PC. Isso indica maior disponibilidade do K^+ e possíveis interações positivas com elementos metálicos em ambientes mais úmidos, ainda que o K^+ seja suscetível à lixiviação nessa condição (Stavi; Thevs; Priori, 2021; Oliveira *et al.*, 2018).

O Na^+ se destacou por apresentar correlações mais fortes com o PST e CE no período seco, enquanto no chuvoso passou a se correlacionar negativamente com Cu^{2+} ($r = -0,26^{**}$), Mn^{2+} ($r = -0,26^{***}$) e Fe^{2+} ($r = -0,22^{**}$), além de intensificar sua associação com atributos de salinidade (CE, SB, T e PST). Esses resultados evidenciam o impacto do Na^+ na degradação do solo e na redução da disponibilidade de micronutrientes sob condições salinas e úmidas.

A SB e a T mantiveram correlações positivas com os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ em ambos os períodos. No PS, surgiram novas associações com PST ($r = 0,34^{***}$) e CE ($r = 0,22^*$). Já no PC, essas correlações se intensificaram, acompanhadas de novas correlações negativas com Mn^{2+} ($r = -0,25^{**}$) e Fe^{2+} ($r = -0,26^{**}$). Tais padrões indicam que a saturação de bases está cada vez mais dominada por Na^+ em ambientes úmidos, reduzindo a disponibilidade de micronutrientes via competição nos sítios de troca.

A CE manteve correlação negativa com Cu^{2+} no PS ($r = -0,22^*$), e no PC essa correlação também foi observada ($r = -0,21^*$), com fortalecimento da associação positiva com o PST. Perdeu, no entanto, a correlação com B. Isso reforça que a CE é fortemente influenciada pela concentração de Na^+ e pode limitar a disponibilidade de micronutrientes sob salinização (Oliveira *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022).

O PST se manteve como um dos principais indicadores de degradação, com múltiplas correlações negativas e significativas com macro e micronutrientes. No PC, essas correlações

se intensificaram, refletindo que o excesso de Na^+ prejudica a retenção e disponibilidade de nutrientes essenciais, como Cu^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} e B, especialmente em condições úmidas (Oliveira *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022; Macedo *et al.*, 2023).

O Fe^{2+} manteve correlação forte com Mn^{2+} no PS ($r = 0,70^{***}$), mas perdeu associação com Cu^{2+} . No PC, as interações com Mn^{2+} se fortaleceram, enquanto as com Zn^{2+} e Cu^{2+} perderam significância, reforçando a influência dos processos redox. A ausência de correlação com MOS e pH sugere que outros fatores, como oxidação/redução e mineralogia, governam sua dinâmica na Caatinga (Krause *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2018; Solanki *et al.*, 2024).

Os micronutrientes (Cu^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} e B) apresentaram instabilidade nas interações. No PS, Cu^{2+} perdeu associação com SB e T; no PC, surgiram correlações positivas com K^+ , Fe^{2+} e Zn^{2+} . Mn^{2+} perdeu correlação com Fe^{2+} no PC, mantendo apenas associações fracas com outros elementos. Zn^{2+} manteve relativa estabilidade, com leve enfraquecimento com MOS e Mg^{2+} . O B perdeu associação com PST no PC, mas ganhou nova com Cu^{2+} ($r = 0,26^{**}$), indicando que suas interações estão mais sujeitas às mudanças de umidade e salinidade.

De modo geral, os resultados demonstram que a profundidade do solo modifica a intensidade e a direção das correlações entre os atributos químicos, com o período seco favorecendo maior número e força das interações, indicando maior estabilidade edáfica. Já no período chuvoso, a intensificação da salinidade (via Na^+ e PST) e a mobilidade de cátions e micronutrientes levaram à perda de correlações importantes, principalmente envolvendo a MOS, o pH e os micronutrientes. Esses padrões evidenciam que a qualidade química do solo na Caatinga é profundamente influenciada pela interação entre sazonalidade e profundidade, sendo o período seco mais propício à organização e conservação dos atributos edáficos na subsuperfície.

Os dendrogramas de dissimilaridade baseados na distância euclidiana e gerados pelo método de aglomeração hierárquica revelaram a formação de dois grandes agrupamentos principais em ambos os períodos sazonais (Figura 10).

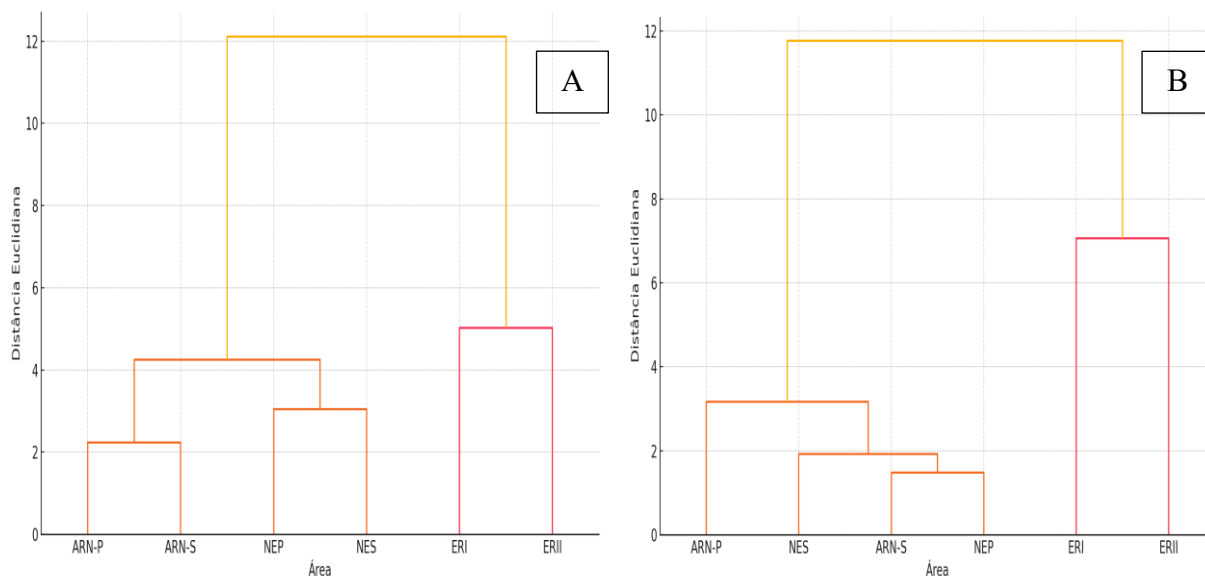


Figura 10. Dendrograma de dissimilaridade (Distância Euclidiana) pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando os atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m entre as áreas de estudo nos períodos sazonais secos (A) e chuvoso (B). Em que: Área de referência em avançado de regeneração (ERI); Área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII); Núcleo de espécies pioneiras (NEP); Núcleo de espécies secundárias (NES); Área de regeneração natural externa ao NEP (ARN-P); e Área de regeneração natural externa ao NES (ARN-S).

Durante o período seco, o primeiro agrupamento foi composto pelas áreas em restauração ativa e natural — ARN-P, ARN-S, NEP e NES —, indicando uma maior similaridade entre essas áreas quanto aos atributos químicos do solo. Observa-se que ARN-P e ARN-S se uniram inicialmente, seguidas da incorporação de NEP e NES, formando um subgrupo coeso e quimicamente mais próximo. Já o segundo agrupamento foi formado exclusivamente pelas áreas de referência, ERI e ERII, que se mantiveram isoladas e mais distantes do grupo anterior, o que evidencia uma composição química mais diferenciada e estável nestas áreas. Esse padrão sugere que, mesmo em períodos de limitação hídrica, as áreas sob restauração tendem a compartilhar características edáficas semelhantes, enquanto as áreas de referência permanecem como um grupo distinto e mais maduro em termos de qualidade do solo.

No período chuvoso, a estrutura geral do dendrograma foi mantida, com a formação dos mesmos dois agrupamentos principais. No entanto, a organização interna das áreas no primeiro grupo foi levemente modificada. As áreas ARN-S e NEP passaram a se agrupar com maior proximidade, seguidas por NES e, posteriormente, ARN-P, demonstrando uma maior homogeneidade entre os locais com intervenção e regeneração natural sob maior

disponibilidade hídrica. Isso pode indicar que a água favoreceu a mobilização e redistribuição dos nutrientes no solo, atenuando algumas diferenças previamente existentes entre essas áreas.

Já as áreas ERI e ERII, mesmo sob a influência da umidade, permaneceram agrupadas de forma isolada e distante das demais, o que reforça a sua função como referência ecológica. A persistência dessa distinção mesmo com o efeito da sazonalidade hídrica demonstra a estabilidade química e a maturidade edáfica dessas áreas, evidenciando o sucesso dos processos de regeneração avançada.

Em síntese, os dendrogramas para ambos os períodos sugerem que, embora a sazonalidade influencie a organização interna dos agrupamentos, o padrão geral de dissimilaridade entre as áreas permanece estável, com a clara separação entre os núcleos/restaurações e as áreas de referência. Isso reforça a ideia de que a qualidade química do solo ainda está em processo de convergência nas áreas em restauração, especialmente nas camadas mais profundas do solo.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A técnica de nucleação com plantio de mudas promoveu ganhos pontuais na fertilidade do solo, mas ainda não foi suficiente para restaurar completamente a qualidade química observada nos ecossistemas de referência. A sazonalidade exerceu forte influência sobre a dinâmica dos nutrientes, com o período seco favorecendo maior acúmulo de matéria orgânica e estabilidade edáfica, enquanto o período chuvoso intensificou processos de lixiviação e mobilização de elementos, promovendo instabilidade química.

Apesar da melhoria de alguns indicadores de fertilidade, foram identificados desequilíbrios químicos importantes nas áreas em restauração, como excesso de magnésio, alta porcentagem de sódio trocável e baixa disponibilidade de micronutrientes, o que compromete o funcionamento do solo.

O pH destacou-se como um atributo integrador da fertilidade e da degradação, com correlações significativas com macro e micronutrientes, especialmente sob maior umidade. A matéria orgânica do solo foi determinante para a manutenção da fertilidade e redução de indicadores de degradação, sendo mais abundante no período seco e nas áreas mais conservadas. Neste sentido, para acelerar a recuperação dos solos nas áreas de nucleação e suas adjacentes é recomendado a inclusão de material orgânico.

Observou-se ainda que a recuperação química está concentrada na camada superficial do solo (0,00–0,05 m), com efeitos mais discretos em profundidade. Por fim, a análise de agrupamento revelou que as áreas em processo de restauração ainda se mantêm quimicamente

distintas das áreas de referência, reforçando a necessidade de tempo e monitoramento contínuo para que os processos edáficos se estabilizem e se aproximem dos padrões ecológicos desejáveis.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ALVES, J. O.; RODRIGUES, M. S.; RODRIGUES, R. G.; SILVA, K. A.; LIMA, A. M. N.; SOUZA, P. A.; MOREIRA, F. B. R. Vegetation cover arrangements in the recovery of degraded areas in the Brazilian semi-arid region: effect on soil chemical and physical properties. **Scientia Forestalis**, v. 50, n. 3909, 2022. <https://doi.org/10.18671/scifor.v50.34>.
- ARAÚJO, A. S. F.; CESARZ, S.; LEITE, L. F. C.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M.; EISENHAUER, N. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 66, p. 175-181, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.013>.
- ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012. <https://doi.org/10.5777/paet.v5i1.1658>.
- BARBOSA, T. da C. S.; OLIVEIRA, V. P. V. de. Indicadores químicos e biológicos de qualidade do solo utilizados no monitoramento da degradação em ambientes semiáridos: análise do estado da arte / Chemical and biological soil quality indicators used in monitoring degradation in the semiarid environments an analysis the state of the art. **Brazilian Journal of Development**, v.8, n.3, p.17403–17423, 2022. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n3-126>.
- BROWN, M. B.; FORSYTHE, A. B. Robust tests for the equality of variances. **Journal of the American Statistical Association**, v. 69, n. 346, p. 364-367, 1974.
- CAMPO, J.; JARAMILLO, V. J.; MAASS, J. M. Pulses of soil phosphorus availability in a Mexican tropical dry forest: effects of seasonality and level of wetting. **Oecologia**, v. 115, p. 167-172, 1998. <https://doi.org/10.1007/s004420050504>.
- CARVALHO, J. N.; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; RODRIGUES, R. G.; FONTANA, A. P.; PIFANO, D. S. Native caatinga species for the recovery of degraded areas in the Brazilian semiarid region. **Revista Árvore**, v. 46, n. 4610, 2022. <http://doi.org/10.1590/1806-908820220000010>.
- DHALIWAL, S. S.; NARESH, R. K.; MANDAL, A.; SINGH, R.; DHALIWAL, M. K. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: A review. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 1–2, n. 100007, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2019.100007>.

FERREIRA, M. P. S.; ARTUR, A. G.; QUEIROZ, H. M.; ROMERO, R. E.; COSTA, M. C. G. Alterações de atributos de solos submetidos ao pousio em núcleo de desertificação. **Revista Ciência Agronômica**, v.49, n.1, p.22-31, 2018. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180003>.

GAO, D.; BAI, E.; LI, M.; ZHAO, C.; YU, K.; HAGEDORN, F. Responses of soil nitrogen and phosphorus cycling to drying and rewetting cycles: A meta-analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 142, p. 107896, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107896>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed., rev. e ampl. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 272 p., 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 03 jan. 2023.

JASKULSKA, I.; LEMANOWICZ, J.; DĘBSKA, B.; JASKULSKI, D.; BREZA-BORUTA, B. Changes in Soil Organic Matter and Biological Parameters as a Result of Long-Term Strip-Till Cultivation. **Agriculture**, v. 13, n. 12, e. 21881, 2023. <https://doi.org/10.3390/agriculture13122188>.

KARLEN, D. L.; RICE, C. W. Soil Degradation: Will Humankind Ever Learn? **Sustainability**, v. 7, n. 9, p. 12490-12501, 2015. <https://doi.org/10.3390/su70912490>.

KRAUSE, L.; KLUMPP, E.; NOFZ, I.; MISSONG, A.; AMELUNG, W.; SIEBERS, N. Colloidal iron and organic carbon control soil aggregate formation and stability in arable Luvisols. **Geoderma**, v. 374, n. 114421, 20202. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114421>.

LACERDA-JÚNIOR, G. V.; NORONHA, M. F.; CABRAL, L.; DELFORNO, T. P.; SOUSA, S. T. P. de; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MELO, I. S.; OLIVEIRA, V. M. Land Use and Seasonal Effects on the Soil Microbiome of a Brazilian Dry Forest. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, n. 648, 2019. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00648>.

LIMA, A. Y. V.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, D. F. da; MOTA, J. C. A.; SILVA, F. G. M.; ARAUJO, A. S. F. de; MELO, V. M. M.; VERMA, J. P.; PEREIRA, A. P. de A. Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. **Applied Soil Ecology**, v.193, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105107>.

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under caatinga in the Brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, n. e4702, 2023. <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000002>.

MARTINS, A. F.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. P.; PEREIRA, W. E. Physical, chemical, and microbiological properties of soil under different plant covers in the Seridó Desertification Region in the Brazilian semiarid. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, n. e0180162, 2019. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20180162>.

MORENO-JIMÉNEZ, E.; ORGIAZZI, A.; JONES, A.; SAIZ, H.; ACEÑA-HERAS, S.; PLAZA, C. Aridity and geochemical drivers of soil micronutrient and contaminant availability in European drylands. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, p. e13163, 2022. <https://doi.org/10.1111/ejss.13163>.

OLIVEIRA, A. de F. N.; SOUSA, L. I. S. de; COSTA, V. A. S. da; ANDRADE, J. V. T. de; LIMA, L. A. L.; SALES, P. A. F. de; SILVA, D. F. da; PEREIRA, A. P. de A.; MELO, V. M. M. Long-term effects of grazing on the biological, chemical, and physical soil properties of the Caatinga biome. **Microbiological Research**, v. 253, p. 0944-5013, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126893>.

OLIVEIRA, G. de C.; FRANCELINO, M. R.; ARRUDA, D. M.; FERNANDES-FILHO, E. I.; SCHAEFER, C. E. G. R. Climate and soils at the Brazilian semiarid and the forest-Caatinga problem: new insights and implications for conservation. **Environ. Res. Lett.**, v. 14, n. 104007, 2019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3d7b>.

OLIVEIRA, M. L. J.; VALLADARES, G. S.; VIEIRA, J. S.; COELHO, R. M. Availability and spatial variability of copper, iron, manganese and zinc in soils of the State of Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, n. 3, p. 371-380, 2018.

OLIVEIRA FILHO, J. de S.; VIEIRA, J. N.; SILVA, E. M. R. da; OLIVEIRA, J. G. B. de; PEREIRA, M. G.; BRASILEIRO, F. G. Assessing the effects of 17 years of grazing exclusion in degraded semi-arid soils: Evaluation of soil fertility, nutrients pools and stoichiometry. **Journal of Arid Environments**, v.166, p.1-10, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.03.006>

PAIVA, M. R. F. C.; OLIVEIRA, F. H. T.; ALVES, W. P. L. B. D. C.; FARIAS, M. L.; CUNHA, M. L. D.; TAVARES, H. A. M.; *et al.* Phosphorus in alkaline soils of the semiarid region, Brazil: inorganic fractions, capacity factor, and availability. **Int J Phytoremediation**, v. 25, n. 8, p. 965-980, 2023. <https://doi.org/10.1080/15226514.2022.2124232>.

PARHIZKAR, M.; SHABANPOUR, M.; MIRALLES, I.; ZEMA, D. A.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of plant species on soil quality in natural and planted areas of a forest park in northern Iran. **Science of The Total Environment**, v. 778, n.146310, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146310>.

REZENDE, J. S.; FREIRE, F. J.; ARAÚJO FILHO, J. C. de; FREIRE, A. B. G. da S.; ALMEIDA, B. G. de; SANTOS, L. R. C. Impact of deforestation on the soil physical and chemical attributes, and humic fraction of organic matter in dry environments in Brazil. **IForest**, v. 15, p. 465-475. <https://doi.org/10.3832/ifor4016015>.

SALGADO, E. V.; ANDRADE, E. M. de; HEVIA, J. N.; NUNES, E. P.; RODRIGUES, M. M. de A. Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical forest. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 299–309, 2015. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20150009>.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; LIMA, H. N.; MARQUES, F. A.; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6ª ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 393 p., 2025. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1176834>. Acesso em: 06 jul. 2025.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (completesamples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

SILVA, L. F. da S.; PESSOA, L. G. M.; SILVA, E. M. da; FREIRE, M. B. G. da S.; SOUZA, E. S. de; ORESCA, D.; SILVA, J. O. N. da; JÚNIOR, G. B.; BEZERRA, A. C.; SANTOS, E. S. da. Changes in Soil C, N, and P Concentrations and Stocks after Caatinga Natural Regeneration of Degraded Pasture Areas in the Brazilian Semiarid Region. **Sustainability**, v. 16, n. 8737, 2024. <https://doi.org/10.3390/su16208737>.

SOCOŁOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, n. 2, p. 247-263, 2021. Disponível em: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-73292021000200247&lng=es. Acesso em: 19 nov. 2023.

SOLANKI, A. C.; GURJAR, N. S.; SHARMA, S.; WANG, Z.; KUMAR, A.; SOLANKI, M. K.; KUMAR, D. P.; YADAV, K.; KASHYAP, B. K. Decoding seasonal changes: soil parameters and microbial communities in tropical dry deciduous forests. **Frontiers in Microbiology**, v. 15, 2024. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1258934>.

SOUZA, B. V. de; SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SALES, F. C. V.; SOUZA JÚNIOR, C. M. P. de. CARBON IN SOIL IN DIFFERENT PHISIONOMIES OF CAATINGA IN PARAÍBA, BRAZIL. **Floresta**, v. 49, n. 2, p. 287–296, 2019. <https://doi.org/10.5380/RF.v49i2.57579>.

STAVI, I.; THEVS, N.; PRIORI, S. Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. **Front. Environ. Sci.**, v. 9, n. 712831, 2021. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.712831>.

TEIXEIRA, P. S.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análises do solo**. 3 ed. Ver. e ampl. – Embrapa Informações Tecnológicas. Brasília, DF, 573 p., 2017. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1085209>. Acesso em: 04 abr. 2024.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; SANTANA, M. de O.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 73, p. 197–206, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.012>.

VIEIRA, M. da S.; OLIVEIRA, F. H. T. de; GURGEL, M. T.; SANTOS, H. C.; TAVARES, H. A. M. PHOSPHORUS SORPTION ISOTHERMS IN SOILS OF THE SEMIARID REGION OF BRAZIL. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 1, p. 166–176, 2021. <https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n117rc>.

VOGEL, H.-J.; EBERHARDT, E.; FRANKO, U.; LANG, B.; LIEß, M.; WELLER, U.; WIESMEIER, M.; WOLLSCHLÄGER, U. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. **Front. Environ. Sci.**, v. 7, n. 164, 2019. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164>.

YILDIZ, O.; EŞEN, D.; SARGINCI, M.; ÇETIN, B.; TOPRAK, B.; DÖNMEZ, A. H. Restoration success in afforestation sites established at different times in arid lands of Central

Anatolia, **Forest Ecology and Management**, v. 503, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119808>.

YIRDAW, E.; TIGABU, M.; MONGE, A. Rehabilitation of degraded dryland ecosystems – review. **Silva Fennica**, v. 51, 2017. <https://doi.org/10.14214/sf.1673>.

**CAPÍTULO III – RELAÇÃO SOLO–VEGETAÇÃO REGENERANTE EM
ÁREAS DE CAATINGA SOB TÉCNICA DE NUCLEAÇÃO COM PLANTIO DE
MUDAS EM NÚCLEOS**

RESUMO

A restauração ecológica de ecossistemas semiáridos, como a Caatinga, exige abordagens que considerem a interação entre a vegetação regenerante e as condições edáficas, especialmente em áreas degradadas. Técnicas como a nucleação com espécies nativas têm sido aplicadas para acelerar o processo sucessional, mas ainda são escassos os estudos que integram indicadores do solo e da vegetação em avaliações conjuntas de efetividade ecológica. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a relação entre atributos químicos do solo e a vegetação regenerante em áreas de Caatinga Hiperxerófila, submetidas a técnica de nucleação com plantio de mudas, após três anos de implantação, localizadas no município de Cabrobó, Pernambuco, Brasil, a fim de compreender a sincronia entre os processos de recuperação edáfica e a regeneração vegetal. Foram utilizadas as áreas com núcleos de espécies pioneiras (NEP) e secundárias (NES), além de dois ecossistemas de referência em estágios avançado (ERI) e intermediário de regeneração natural (ERII). Foram considerados dados das variáveis estruturais da vegetação regenerante e de atributos químicos do solo, coletados nas profundidades de 0,00–0,05 m e 0,05–0,10 m. As análises estatísticas incluíram a Análise de Redundância (RDA), com teste de significância via análise de variância de permutação e análise de dissimilaridade (cluster) para definição dos agrupamentos entre as áreas. Os resultados mostraram que o primeiro eixo da RDA foi significativo em ambas as profundidades, explicando 64,02% e 76,21% da variância, respectivamente. Esse eixo revelou um gradiente ambiental claro, com os ecossistemas de referência (ERI e ERII) associados a solos com maiores teores de matéria orgânica, K^+ e $S-SO_4^{2-}$, e a uma vegetação mais estruturada. Em contraste, as áreas em processo de restauração (NEP e NES) estiveram associadas a atributos como pH, P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e condutividade elétrica, mas com menor desenvolvimento vegetativo, especialmente o NEP, com o NES apresentando maior aproximação funcional com os ecossistemas de referência. Os dendrogramas confirmaram essa diferenciação, agrupando ERI e ERII, e as áreas de nucleação NEP e NES. Conclui-se que há forte integração entre solo e vegetação nas áreas com maior estrutura vegetativa, refletindo condições edáficas mais equilibradas e maior funcionalidade ecológica. O NES demonstrou maior potencial de convergência com os ecossistemas naturais, enquanto o NEP apresentou menor sincronia solo-vegetação. Assim, a escolha das espécies e das estratégias de implantação e proteção, como também o monitoramento conjunto do solo e da vegetação são fundamentais para o sucesso da restauração na Caatinga.

Palavras-chave: Regeneração natural; Gradiente edáfico; Análise de redundância; Restauração ecológica; Semiárido.

ABSTRACT

The ecological restoration of semiarid ecosystems, such as the Caatinga, requires approaches that consider the interaction between regenerating vegetation and edaphic conditions, especially in degraded areas. Techniques such as nucleation with native species have been applied to accelerate the successional process, but studies that integrate soil and vegetation indicators in joint evaluations of ecological effectiveness are still scarce. In this context, the present study aimed to evaluate the relationship between soil chemical attributes and regenerating vegetation in areas of hyperxerophilous Caatinga, subjected to the nucleation technique with seedling planting, after three years of implementation, located in the municipality of Cabrobó, Pernambuco, Brazil, in order to understand the synchrony between edaphic recovery processes and vegetation regeneration. Areas with nuclei of pioneer species (NEP) and secondary species (NES), in addition to two reference ecosystems in advanced (ERI) and intermediate (ERII) stages of natural regeneration, were used. Data from structural variables of regenerating vegetation and soil chemical attributes were considered, collected at depths of 0.00–0.05 m and 0.05–0.10 m. Statistical analyses included Redundancy Analysis (RDA), with significance test through permutation variance analysis, and dissimilarity analysis (cluster) to define the groupings among the areas. The results showed that the first axis of the RDA was significant at both depths, explaining 64.02% and 76.21% of the variance, respectively. This axis revealed a clear environmental gradient, with the reference ecosystems (ERI and ERII) associated with soils with higher levels of organic matter, K^+ and $S-SO_4^{2-}$, and with more structured vegetation. In contrast, the areas under restoration (NEP and NES) were associated with attributes such as pH, P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and electrical conductivity, but with less vegetative development, especially NEP, with NES presenting greater functional approximation with the reference ecosystems. The dendrograms confirmed this differentiation, grouping ERI and ERII, and the nucleation areas NEP and NES. It is concluded that there is strong integration between soil and vegetation in the areas with greater vegetation structure, reflecting more balanced edaphic conditions and greater ecological functionality. NES demonstrated greater potential for convergence with natural ecosystems, while NEP showed less soil–vegetation synchrony. Thus, the choice of species and implantation and protection strategies, as well as the joint monitoring of soil and vegetation, are fundamental for the success of restoration in the Caatinga.

Keywords: Natural regeneration; Edaphic gradient; Redundancy analysis; Ecological restoration; Semiarid.

1. INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies vegetais no ambiente florestal é moldada pelas condições climáticas do local e as propriedades do solo (Mensah *et al.*, 2023). Contudo, com a degradação as propriedades do solo são modificadas, comprometendo a fertilidade e estrutura dos solos. Esses fatores implicam na baixa resiliência da área e capacidade de regeneração natural (Lima *et al.*, 2024; Macedo *et al.*, 2023).

Neste sentido, técnicas de restauração florestal vêm sendo adotadas ao longo dos anos com o intuito de promover a recuperação desses ambientes, dentre essas técnicas podemos destacar a nucleação com plantio de mudas em núcleos, devido atuar na aceleração do processo de regeneração natural. Esta técnica explora a capacidade de núcleos de vegetação na área degradada em promover a recuperação da vegetação (Socolowski *et al.*, 2021). Assim, nesta perspectiva, a vegetação plantada é quem irá moldar as propriedades do solo e do componente regenerante, auxiliando na recuperação do solo e da vegetação no ambiente degradado.

A restauração ecológica em ecossistemas semiáridos, como a Caatinga, requer estratégias que considerem não apenas o retorno da vegetação, mas também a recuperação das funções edáficas essenciais à sustentabilidade do sistema. Neste sentido, avaliar a sincronia na recuperação edáfica e na estrutura da vegetação é essencial para efetiva restauração (Souza *et al.*, 2024; Macedo *et al.*, 2023).

As espécies vegetais contribuem de forma diferente nas propriedades do solo, isso ocorre devido algumas espécies apresentarem metabolismo e morfologia distintas entre espécies, como constatado por Paéz-Birmos *et al.* (2020). Ao analisarem duas espécies no mesmo ambiente florestal, os autores observaram que as espécies contribuíram de forma diferente na porosidade do solo em superfície, relacionando isso as características do sistema radicular das plantas.

A técnica de nucleação com plantio de mudas foi recentemente adotada em áreas degradadas de Caatinga para promover a restauração florestal e a recuperação dos solos. Para isso, foram utilizados dois tipos de núcleos de mudas (núcleos de mudas com espécies pioneiras e núcleos de mudas com espécies secundárias) de alta diversidade de espécies (Socolowski *et al.*, 2021). No entanto, o conhecimento sobre o potencial desta técnica de restauração na recuperação de áreas degradadas de Caatinga é limitado, assim como a contribuição das espécies vegetais que compõem os núcleos nas propriedades do solo.

A Caatinga abriga o maior núcleo contínuo de floresta sazonalmente seca da América do Sul, com extensão territorial de 912 mil km² (Silva *et al.*, 2017). Contudo, o bioma está

altamente ameaçado pelos distúrbios antrópicos e as condições climáticas adversas no ambiente. De acordo com Silva e Barbosa (2017), 63% da Caatinga é composta por ecossistemas antrópicos. Estima-se que cerca de 72 mil km² de solos na Caatinga foram degradados no período de dez anos (Tomasella *et al.*, 2018). Nesta perspectiva, a restauração surge como alternativa para minimizar os impactos da degradação nesse bioma.

Diante disso, o presente estudo avalia a inter-relação entre os atributos químicos do solo e o componente regenerante da vegetação, avaliando se há sincronia entre a recuperação edáfica e a estrutura da vegetação regenerante nas áreas de nucleação, bem como nos ecossistemas de referência. Além disso, busca-se verificar como essas variáveis (solo e vegetação) permitem a diferenciação das áreas quanto ao seu estado de restauração, contribuindo para a compreensão integrada dos processos ecológicos em curso. As hipóteses do estudo são: a técnica de nucleação com plantio de mudas modifica a relação solo-vegetação em áreas degradadas de Caatinga; essa relação difere entre tipos de núcleos, influenciados pelo arranjo das espécies vegetais nos núcleos de acordo com o grupo ecológico; e que a interação entre os atributos do solo e da vegetação permite diferenciar os diferentes estados de restauração entre as áreas.

O objetivo do estudo é avaliar a relação entre atributos químicos do solo e a vegetação regenerante em áreas de Caatinga Hiperxerófila, submetidas a técnica de nucleação com plantio de mudas, após três anos de implantação, localizadas no município de Cabrobó, Pernambuco, Brasil, a fim de compreender a sincronia entre os processos de recuperação edáfica e a regeneração vegetal.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização das áreas experimentais

O estudo foi realizado às margens do canal do PISF, no eixo Norte, localizado no município de Cabrobó, PE, Brasil (8° 26' 52" S, 39° 24' 54" W). As áreas amostrais consistiram de núcleo de mudas com espécies pioneiras (NEP), núcleo de mudas com espécies secundárias iniciais e tardias (NES) e duas áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração – Ecossistema de Referências Positivas (ERI e ERII), totalizando quatro tratamentos (Figura 1).

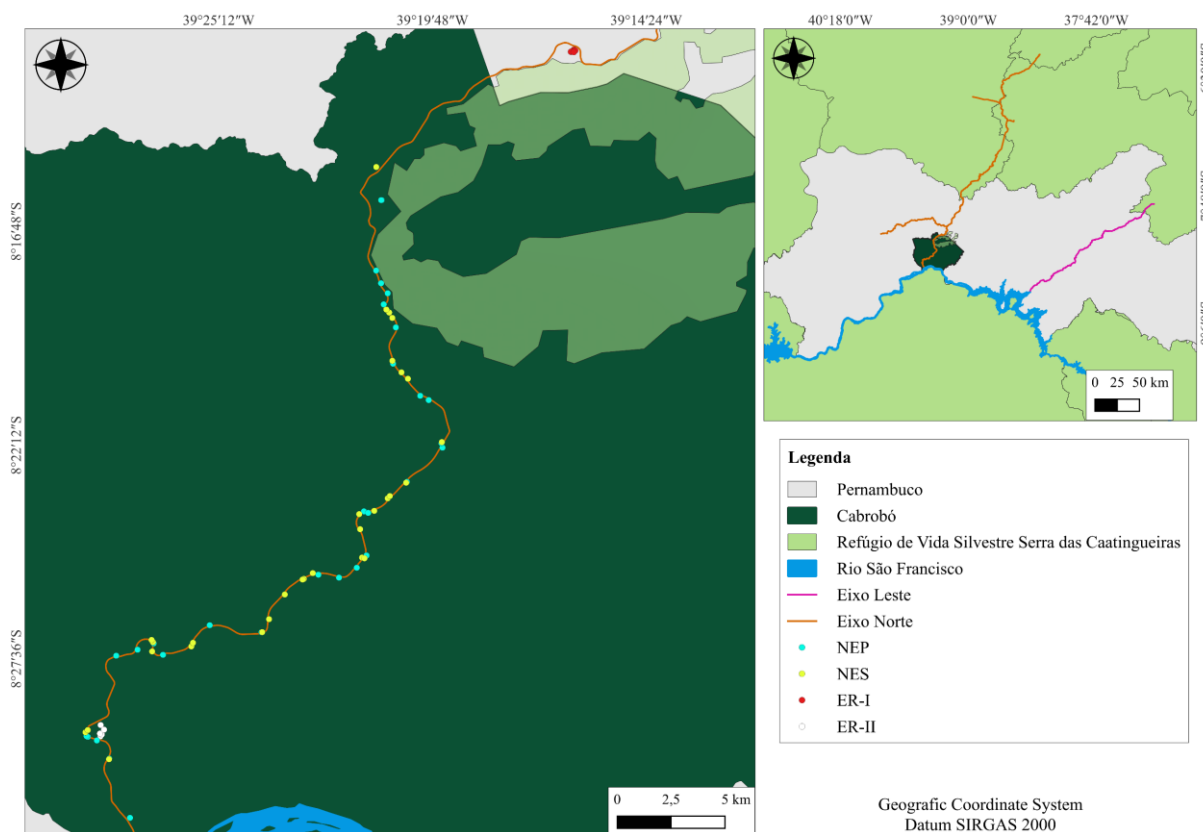


Figura 1. Localização geográfica das áreas experimentais no Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

As áreas de nucleação (NEP e NES) foram locais que sofreram influência direta dos PISF, como o tráfego de máquinas pesadas, a supressão da vegetação e deposição de detritos na camada superficial do solo.

As áreas de Caatinga em estado avançado e intermediário de regeneração não sofreram influência direta do PISF, utilizadas como ecossistemas de referência positivos para fins de comparação. Localizadas próximas das áreas de nucleação, os ERI e ERII, foram selecionadas para o estudo, devido suas características, grau de conservação, localização e acessibilidade. De acordo com o MapBiomas, o ERI não apresenta intervenção antrópica há 35 anos e o ERII há 16 anos, utilizados anteriormente para fins agropecuários (Tabela 1).

A fitofisionomia da região é classificada como Savana-estépica arborizada. Esta fitofisionomia apresenta camada vegetacional superior arbustivo-arbórea espaçada e inferior gramínea lenhosa, com presença de cactáceas. A comunidade arbórea é caracterizada por apresentar modificações nas suas estruturas morfológicas para se adaptarem as condições de estresse, como caducifolia no período de estiagem, ramificação do caule e a produção de

espinhos e/ou acúleos na sua estrutura externa (folhas, caule e galhos), como mecanismo de defesa à herbivoria (IBGE, 2012).

Tabela 1. Localização, informações do componente arbustivo-arbóreo adulto e características das áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF

Característica	ERI	ERII	NEP	NES
Localização	Salgueiro, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil	Cabrobó, Pernambuco, Brasil
Área (ha)	0,05	0,05	0,192	0,069
Clima	Bhs	Bhs	Bhs	Bhs
Precipitação (mm)	555,1	555,1	555,1	555,1
Temperatura (°C)	24,6	24,6	24,6	24,6
Índice de aridez	0,31	0,31	0,31	0,31
Bioma	Caatinga	Caatinga	Caatinga	Caatinga
Domínio	FTSS	FTSS	FTSS	FTSS
Fitofisionomia	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada	Savana-estépica arborizada
Tempo	35	16	3	3
NE	7	11	6	12
H'	1,310	1,498	-	-
C	0,368	0,324	-	-
E	0,890	0,999	-	-
DA (ind ha ⁻¹)	2.500	1.720	-	-
h média (m)	3,36	3,44	-	-
DAP médio (cm)	5,63	6,49	-	-
DAB médio (cm)	7,46	7,99	-	-

Em que: FTSS = Floresta Tropical Sazonalmente Seca; NE = Número de espécies arbustivo-arbórea; H' = Índice de diversidade de Shannon-Weaver; C = Índice de dominância de Simpson; E = Índice de equabilidade de Pielou; h média = altura média; DAP médio = Diâmetro médio a altura do peito; DAB médio = Diâmetro médio a altura da base.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Bhs, temperatura média anual de 24,6 °C e a pluviosidade aproximada de 555,1 mm ano⁻¹, concentrada entre os meses de dezembro e abril (Alvares *et al.*, 2013). O índice de aridez é de 0,31, o que caracteriza o clima como semiárido (Carvalho *et al.*, 2022).

De acordo com a INMET, durante o período de coleta de dados, a precipitação pluvial foi de 492 mm, com temperaturas mínima de 27 °C e máxima de 28 °C (Figura 2).

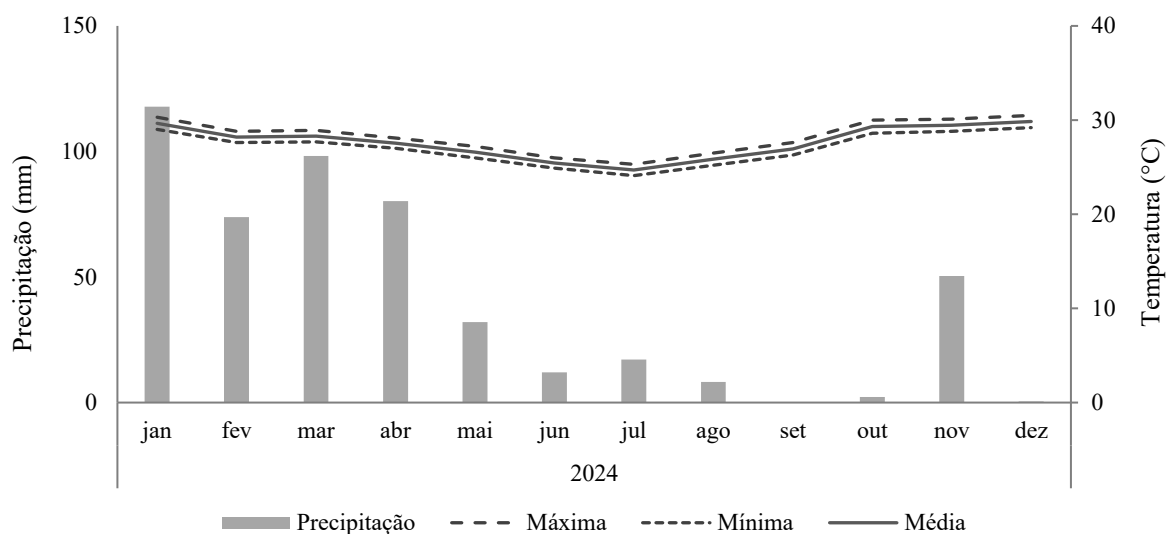


Figura 2. Precipitação pluviométrica (mm) e temperaturas mensais na região experimental para o período de 2024. Fonte: Dados obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET.

Os tipos de solos predominantes nas áreas são Luvisolo Crômico, Neossolo Flúvico, Neossolo Litólico, Neossolo Regolítico e Planossolo Háplico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (Santos *et al.*, 2025) (Figura 3).

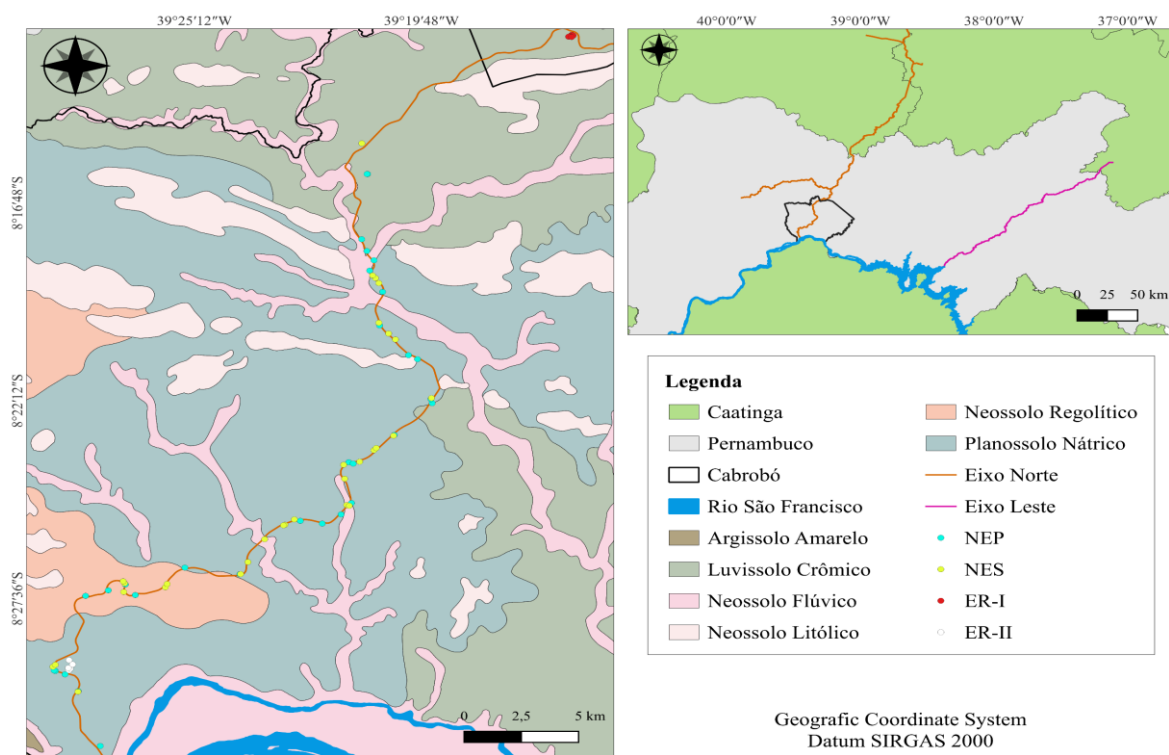


Figura 3. Mapa dos tipos de solos identificados nas áreas experimentais ao longo do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil.

2.2. Amostragem e coleta de dados

As coletas de solo para análise das propriedades químicas ocorreram no período chuvoso em todas as áreas amostrais descritas anteriormente (Capítulo II), nas profundidades de 0,0-0,05 m e 0,05-0,10 m.

As análises foram realizadas conforme a metodologia proposta pela Embrapa (Texeira et al., 2017). O pH do solo foi determinado em H₂O. O Ca²⁺ e Mg²⁺ extraídos em solução de KCl 1 mol L⁻¹ e determinado por espectrofotometria de absorção atômica. O K⁺ e Na⁺ foram extraídos em solução de Mehlich-1 e determinados em fotômetro de chama. O P disponível foi extraído em Mehlich-1 e determinado por espectrofotometria UV-VIS. O enxofre na forma de SO₄²⁻ (sulfato) foi extraído em solução de HCl 1:1 e determinado por gravimetria do precipitado utilizando BaCl₂. A CE foi determinada no extrato da pasta saturada. A MOS foi determinada pelo método Walkley-Black, no qual, ocorre a oxidação à CO₂ presente na MOS com o dicromato de potássio em meio fortemente ácido. Os micronutrientes Fe²⁺, Mn²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺ e B disponíveis foram extraídos em solução de Mehlich-1 e determinados em espectrômetro de absorção atômica.

A capacidade de troca de cátions potencial (T), soma de bases (SB) e porcentagem de sódio trocável (PST) foram determinados por cálculos utilizando os resultados das análises químicas das amostras de solo, citadas acima.

Com relação ao componente regenerante, foram considerados o diâmetro médio à altura da base (DAB), altura média (h) dos indivíduos, densidade absoluta (DA), número de indivíduos regenerantes (NI) e biomassas de folha e fuste, obtidos a partir de avaliações da vegetação no período chuvoso, com todo procedimento analítico descrito no capítulo I.

2.3. Análise dos dados

A análise de correspondência entre descritores da regeneração natural (composição florística e coordenadas principais), com as variáveis ambientais (atributos químicos do solo), foi realizada através da análise de redundância (RDA). Numa análise multivariada, os descritores funcionam como variáveis dependentes, e as variáveis ambientais como variáveis independentes.

Para isso, foram consideradas apenas as parcelas que apresentaram indivíduos regenerantes acima do nível do solo. Parcelas onde não foi registrado qualquer regeneração natural foram excluídas das análises multivariadas, uma vez que a ausência total de indivíduos comprometeria a representatividade dos dados e a interpretação dos gradientes ecológicos. Essa decisão visou evitar distorções na ordenação das áreas e garantir que os padrões

identificados refletissem, de fato, as relações entre a vegetação presente e os atributos ambientais.

Inicialmente, foi realizado um diagnóstico de multicolinearidade entre as variáveis ambientais (atributos químicos do solo) e da vegetação por meio do cálculo do fator de inflação da variância (VIF – Variance Inflation Factor). Essa análise consiste em avaliar a existência de dependência entre variáveis (ambientais e de vegetação), com o intuito de eliminar as variáveis altamente correlacionadas, garantindo maior robustez na interpretação dos resultados. O método utilizado para análise de multicolinearidade foi o tradicional de análise de trilha. A multicolinearidade foi considerada quando os valores do fator de inflação da variância (VIF) forem maiores que 10. Portanto, foram eliminadas as variáveis SB, T, PST, devido à alta correlação com Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ .

Após a eliminação das variáveis com alta correlação entre si, os demais foram utilizados para elaboração das matrizes ambiental e de vegetação, considerando os atributos químicos do solo e da vegetação regenerante de cada área.

Em seguida, esses dados foram submetidos à RDA, a fim de investigar a relação entre os atributos químicos do solo (variáveis explicativas) e os parâmetros estruturais do componente regenerante da vegetação (variáveis-resposta). A RDA é uma técnica de análise multivariada que combina regressão e análise de componentes principais (PCA) para análise conjunta de dois grupos distintos (Legendre; Legendre, 1998). A significância da RDA foi testada por permutação de Monte Carlo, avaliando-se a contribuição dos eixos e das variáveis explicativas na variação da estrutura da vegetação.

A partir das matrizes pré-elaboradas, os dados foram submetidos à análise de agrupamento pelo método de agrupamento hierárquico (CAH) e coeficiente de similaridade de Ward, com o intuito de avaliar a proximidade entre as áreas de nucleação e os ecossistemas de referência, com base na composição conjunta dos atributos químicos do solo e das variáveis estruturais da vegetação regenerante, apresentado por meio de dendrograma de dissimilaridade. Todas as análises foram realizadas no ambiente R versão 4.5.1.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Profundidade 0,00 – 0,05 m

A análise de variância de permutação (Teste de Monte Carlo) aplicada à análise de redundância (RDA) revelou associação significativa entre os atributos químicos do solo e a vegetação regenerante nas quatro áreas avaliadas (NEP, NES, ERI e ERII). O modelo global

da RDA foi estatisticamente significativo ($p = 0,001$) (Tabela 2), indicando que parte da variação na estrutura da vegetação é explicada pelos atributos químicos do solo.

Tabela 2. Análise de variância para verificação da adequação do modelo utilizando dez atributos químicos do solo com caráter explicativo e seis variáveis do componente regenerante como resposta das áreas amostrais na profundidade 0,00-0,05 m

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	p-value
Modelo	10	3,384	0,338	4,528	0,001
RDA1	1	2,771	2,771	41,318	0,001
RDA2	1	0,479	0,479	7,148	0,286
RDA3	1	0,073	0,073	1,090	1,000
RDA4	1	0,043	0,043	0,647	
RDA5	1	0,013	0,013	0,197	
RDA6	1	0,004	0,004	0,057	
Resíduo	39	2,616	0,067		

Entre os eixos da RDA, apenas o primeiro eixo canônico (RDA1) apresentou efeito estatisticamente significativo ($p = 0,001$), explicando a maior parte da variância associada ao gradiente ambiental. Esse resultado sugere a presença de um gradiente dominante de variação conjunta entre solo e vegetação, enquanto os demais eixos (RDA2 a RDA6) não foram significativos ($p > 0,05$), indicando que a maior parte da estrutura multivariada da relação solo-vegetação pode ser interpretada no primeiro eixo da ordenação.

O eixo RDA1, que isoladamente explicou 2,771 unidades da soma de quadrados do modelo, representa um forte gradiente de correlação entre variáveis do solo e variáveis de vegetação, refletindo o papel dos atributos edáficos na estruturação da regeneração natural. Os demais eixos, com valores muito baixos de soma de quadrados (0,479 a 0,004), contribuíram de forma marginal à explicação da variação.

Esses resultados evidenciam que a dinâmica entre solo e vegetação nas áreas avaliadas é dirigida por um eixo dominante, o que pode estar relacionado a processos-chave de melhoria das condições edáficas que influenciam diretamente a regeneração da vegetação, conforme discutido por Lima *et al.* (2024) e Vieira *et al.* (2021) para áreas semiáridas.

A ordenação do eixo da RDA1 explicou 64,02% da variação dos dados da vegetação regenerante e edáficos na profundidade 0,00-0,05 m, em contrapartida, o eixo RDA2 explicou 0% da variação, assim a interpretação dos resultados se concentrará no eixo RDA1, não discutindo as correlações do eixo RDA2 (Tabela 3).

Tabela 3. Variáveis ambientais (solo) e da vegetação regenerante nas áreas amostrais e suas correlações nos eixos de análise de redundância, para profundidade 0,00-0,05 m

Variável de solo e vegetação	RDA1	RDA2
pH	0,439	-0,286
MOS	-0,946*	-0,063
P	0,389	-0,011
S-SO ₄ ²⁻	-0,623*	-0,459
Ca ²⁺	-0,144	-0,496
Mg ²⁺	0,507*	-0,446
K ⁺	-0,565*	0,330
Na ⁺	0,053	-0,365
CE	-0,054	-0,149
Micro	-0,426	-0,231
DA	-1,242*	-0,322
NI	-1,328*	-0,148
Biomassa de Folha	-1,295*	-0,047
Biomassa de Fuste	-1,299*	-0,087
DAB médio	-0,033	0,757
h média	-0,958*	0,777
Variância (%)	64,02	0,00
Variância acumulada (%)	64,02	64,02

RDA = Análise de redundância. *autovalores $\geq |0,50|$ são significativos.

Entre os atributos do solo, observou-se correlações negativas com a matéria orgânica do solo (MOS) (-0,946), enxofre (S-SO₄²⁻) (-0,623) e potássio (K⁺) (-0,565), e correlação positiva com o magnésio (Mg²⁺) (0,507). Esses resultados indicam que a diferenciação das áreas e da vegetação regenerante estão relacionadas a condições de fertilidade e aporte de matéria orgânica do solo. Áreas com maior estrutura vegetativa possuem maior integração funcional entre solo e vegetação, o que reflete condições edáficas mais equilibradas, com disponibilidade de nutrientes essenciais e atividade biótica ativa, consistente com os padrões apontados em áreas de Caatinga com maior grau de conservação (Silva *et al.*, 2024; Macedo *et al.*, 2023).

No que diz respeito à vegetação regenerante, a maioria das variáveis analisadas apresentaram correlação negativa significativa com o eixo RDA1, com destaque para o Número de indivíduos (NI), densidade absoluta (DA), biomassas de fuste e de folha e altura média (h), com r igual a -1,328, -1,242, -1,299, -1,295 e -0,958, respectivamente.

Essas correlações negativas, fortemente agrupadas, sugerem que as áreas com maior desenvolvimento estrutural da vegetação (maior biomassa, densidade e altura) estão posicionadas no extremo negativo do gradiente RDA1, o que indica forte sincronia entre o

componente regenerante da vegetação e as condições químicas mais favoráveis do solo. A altura média e biomassa, nesse contexto, funcionam como indicadores sensíveis da resposta da vegetação à melhoria edáfica, conforme também relatado por Oliveira *et al.* (2023) e Souza *et al.* (2019) em áreas de restauração na Caatinga.

Em contrapartida, as variáveis pH, fósforo (P), cálcio (Ca^{2+}), sódio (Na^+), condutividade elétrica (CE), micronutrientes (micro) e diâmetro médio à altura da base (DAB), não se correlacionaram de forma significativa com o eixo da RDA1, com isso essas variáveis não foram eficientes na detecção de diferença entre as áreas e a variabilidade dos dados.

O diagrama de ordenação da RDA evidencia a distribuição das áreas amostradas (ERI, ERII, NEP e NES) ao longo do principal eixo de variação (RDA1). A disposição das variáveis de solo e da vegetação regenerante em relação ao eixo RDA1 permite identificar padrões ecológicos relevantes na restauração das áreas (Figura 4).

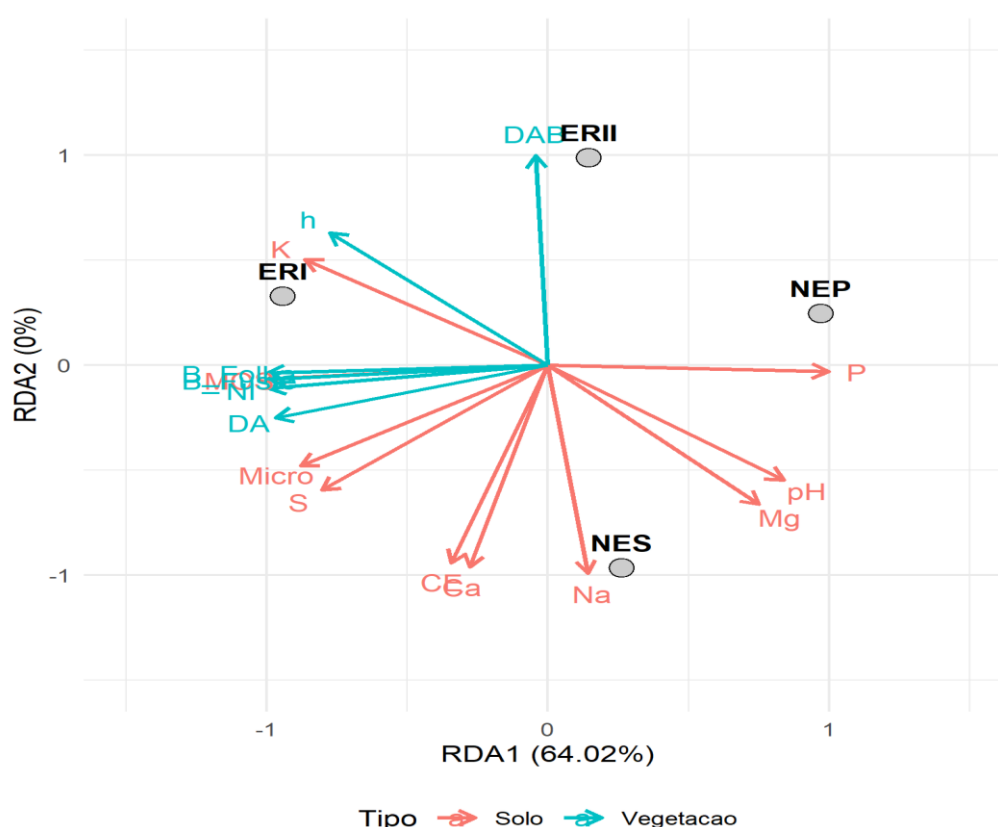


Figura 4. Diagrama de ordenação da análise de redundância e projeção dos vetores dos atributos químicos do solo, das variáveis do componente regenerante e as áreas ao longo do Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil, na profundidade 0,00-0,05 m. Em que: Vetores em vermelho = atributos químicos do solo; Vetores em azul = variáveis da vegetação regenerante; círculos em cinza = área de referência em avançado de regeneração (ERI), área

de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES).

O ERI (Ecossistema de referência em estágio avançado de regeneração natural), situado no extremo negativo de RDA1, está fortemente associado a maiores teores de MOS, S-SO_4^{2-} , K^+ e micronutrientes, além de melhores indicadores de regeneração natural, como DA, NI, biomassa de folha (B_{folha}) e fuste (B_{fuste}), e h média da regeneração. Esse conjunto de variáveis indica que o ERI apresenta condições ecológicas mais favoráveis à regeneração natural, funcionando como um importante referencial para as demais áreas.

Em contraste, as áreas de nucleação NES (Núcleo com plantio de espécies secundárias) e NEP (Núcleo com plantio de espécies pioneiras), localizadas no extremo positivo de RDA1, estão associadas a maiores valores de pH, P, Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} e CE. Resultados que confirmam os padrões identificados no capítulo II para as áreas de nucleação.

Essas áreas demonstraram menor contribuição das variáveis de vegetação regenerante, especialmente o NEP, com maior distanciamento dos vetores de vegetação. Esses resultados sugerem que a predominância de solos mais alcalinos e com tendência a salinidade e sodicidade relativa nestas áreas podem estar limitando a recuperação ecológica. Além disso, a menor aproximação dos vetores de vegetação e solo, indicam menor relação solo-vegetação nas áreas de nucleação, principalmente no NEP, com o NES apresentando maior aproximação funcional dos ecossistemas de referência. Resultados que podem ser atribuídos as diferentes espécies utilizadas no plantio, as estratégias de implantação e proteção adotadas entre os tipos de núcleos (Paéz-Birmos *et al.*, 2020; Poorter *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2022), favorecendo a diferenciação entre as áreas de nucleação.

O ERII (Ecossistema de referência em estágio intermediário de regeneração natural) ocupa uma posição intermediária no eixo RDA1, indicando transição entre os extremos do gradiente ambiental, o que é justificado pelo seu estágio de regeneração natural.

Assim, o eixo RDA1 revela um forte gradiente ambiental entre áreas mais conservadas (ERI e ERII) e áreas em restauração ativa (NEP e NES), destacando a importância da matéria orgânica e da estrutura da vegetação como indicadores de sucesso na regeneração. A ordenação evidencia que a melhoria da qualidade do solo, especialmente com o aumento da MOS, está diretamente associada ao avanço da regeneração natural (Moreno-Jiménez *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2021). Esses resultados confirmam a hipótese de que a regeneração vegetal está intimamente associada a atributos edáficos específicos e evidenciam a clara

distinção das áreas amostrais de acordo com o estágio de conservação, havendo maior equilíbrio na relação solo-vegetação.

O dendrograma de dissimilaridade, gerado a partir da matriz Euclidiana e utilizando o método de aglomeração hierárquica de cluster, permitiu a definição de dois grupos de similaridade entre as áreas amostradas com base nos atributos químicos do solo e nas variáveis do componente regenerante da vegetação (Figura 5).

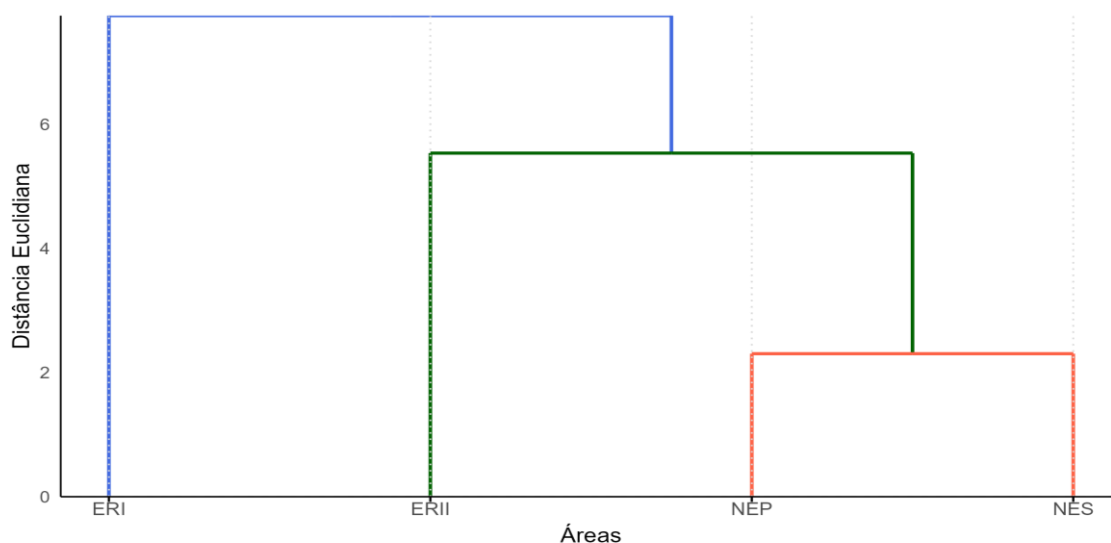


Figura 5. Dendrograma de dissimilaridade (Distância Euclidiana) pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando as variáveis do componente regenerante e os atributos químicos do solo na profundidade 0,00-0,05 m entre as áreas de estudo. Em que: Área de referência em avançado de regeneração (ERI); Área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII); Núcleo de espécies pioneiras (NEP); Núcleo de espécies secundárias (NES).

O primeiro grupo foi formado pelas áreas ERI e ERII, embora apresentem distância relativa entre si, o que reflete seus distintos estágios sucessionais. A inclusão de ambas em um mesmo grupo evidencia certa homogeneidade nos padrões estruturais e funcionais da vegetação, assim como nos atributos edáficos, distinguindo-as das áreas de nucleação em processo inicial de regeneração.

O segundo grupo é composto pelas áreas NES e NEP, sugerindo que essas áreas compartilham maior similaridade entre si quando comparado aos ecossistemas de referência, refletindo padrões ecológicos ainda distintos dos ambientes mais conservados da Caatinga. Apesar dessa proximidade no dendrograma, uma análise mais detalhada da estrutura da vegetação entre os núcleos revela diferenças importantes, com maior desenvolvimento vertical e ocupação do espaço mais expressivos no NES e maior recrutamento inicial e

variação no crescimento radial no NEP (Capítulo I). E com comportamento semelhante para o acúmulo de biomassa viva acima do solo e nos atributos químicos do solo (Capítulos I e II). Neste sentido, a homogeneidade nas condições edáficas e a biomassa regenerante pode ter contribuído para a proximidade entre essas áreas no dendrograma.

O padrão de agrupamento para as quatro áreas amostrais indica que, embora as técnicas de nucleação estejam promovendo avanços na recuperação ecológica, ainda existem distinções claras entre as áreas em restauração ativa e os ecossistemas de referência, especialmente quando considerados os atributos do solo em conjunto com a estrutura da vegetação.

3.2. Profundidade 0,05 – 0,10 m

A análise de variância de permutação (Teste de Monte Carlo) aplicada a RDA para a profundidade de 0,05-0,10 m revelou que a associação entre atributos químicos do solo e variáveis da vegetação regenerante foi estatisticamente significativa ($p = 0,001$), indicando que parte da variabilidade na estrutura da vegetação pode ser explicada pela composição química do solo nessa camada subsuperficial (Tabela 4).

Tabela 4. Análise de variância para verificação da adequação do modelo utilizando dez atributos químicos do solo com caráter explicativo e seis variáveis do componente regenerante como resposta das áreas amostrais na profundidade 0,05-0,10 m

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	p-value
Modelo	10	3,442	0,344	4,709	0,001
RDA1	1	2,958	2,958	45,096	0,001
RDA2	1	0,365	0,365	5,565	0,536
RDA3	1	0,047	0,047	0,721	1,000
RDA4	1	0,044	0,044	0,669	
RDA5	1	0,023	0,023	0,356	
RDA6	1	0,004	0,004	0,059	
Resíduo	39	2,558	0,066		

Assim como observado na camada superficial (0,00-0,05 m), apenas o primeiro eixo canônico (RDA1) foi estatisticamente significativo ($p = 0,001$), explicando a maior parte da variância associada à relação solo–vegetação. Os demais eixos (RDA2 a RDA6) não apresentaram significância estatística ($p > 0,05$), sendo considerados de contribuição marginal à explicação do modelo.

Esse padrão reforça a predominância de um gradiente ecológico principal (RDA1) que governa a variação conjunta entre os atributos químicos do solo e a vegetação regenerante nas

áreas avaliadas. A significância do modelo total e do eixo RDA1 confirma a robustez da ordenação multivariada e justifica a concentração da interpretação nas variáveis mais fortemente correlacionadas com este eixo.

O eixo RDA1 foi responsável por 76,21% da variação explicada na relação solo–vegetação na profundidade de 0,05-0,10 m, no qual revela um gradiente claro e significativo que associa atributos químicos do solo com a estrutura da vegetação regenerante nas áreas avaliadas (Tabela 5).

Tabela 5. Variáveis ambientais (solo) e da vegetação regenerante nas áreas amostrais e suas correlações nos eixos de análise de redundância, para profundidade 0,05-0,10 m

Variável de solo e vegetação	RDA1	RDA2
pH	0,428	-0,279
MOS	-0,904	-0,106
P	0,371	-0,289
S-SO ₄ ²⁻	-0,490	-0,246
Ca ²⁺	0,092	-0,616
Mg ²⁺	0,497	-0,636
K ⁺	-0,810	0,150
Na ⁺	0,141	-0,452
CE	0,012	-0,155
Micro	-0,262	-0,253
DA	-1,382	-0,327
NI	-1,464	-0,162
Biomassa de Folha	-1,230	0,070
Biomassa de Fuste	-1,364	0,001
DAB médio	0,096	0,478
h média	-0,815	0,795
Variância (%)	76,21	0,00
Variância acumulada (%)	76,21	76,21

RDA = Análise de redundância. *autovalores $\geq |0,50|$ são significativos.

Entre os atributos do solo, destacaram-se com correlações significativas ($|r| \geq 0,50$) no RDA1 apenas a MOS (-0,904) e o K⁺ (-0,810), com correlações negativas. A menor identificação de correlações significativas no solo para camada subsuperficial, sugere baixa expressividade e disponibilidade dos atributos químicos em profundidade, o que corrobora com os resultados identificados no capítulo anterior para as diferentes áreas de estudo (Capítulo II). Por outro lado, a forte correlação negativa entre MOS e K⁺ sugere que o aporte de MOS e da fertilidade do solo em profundidade continuam a favorecer a diferenciação das áreas e da vegetação regenerante, especialmente da MOS.

No que se refere à vegetação regenerante, a maioria das variáveis apresentaram correlações negativas e significativas com o RDA1: NI (-1,464), DA (-1,382), biomassa de fuste (-1,364) e folha (-1,230) e h média (-0,815). Esses resultados indicam que o gradiente negativo do RDA1 está fortemente associado ao maior desenvolvimento vegetativo, ou seja, áreas com maior densidade, biomassa e altura estão posicionadas no extremo esquerdo do eixo, sugerindo sincronia funcional entre solo e vegetação em áreas mais avançadas de regeneração (Souza *et al.*, 2024; Macedo *et al.*, 2023), como observado nas áreas ERI e ERII.

O DAB médio não apresentou correlação significativa ($r = 0,096$), mantendo o padrão observado na camada superficial, o que indica que essa variável continua pouco sensível ao gradiente químico avaliado.

Assim como na camada superficial, a ordenação pelo eixo RDA2, não explicou a variação dos dados (0%), não apresentando diferenças estatística pelo teste de Monte Carlo, com isso, não foi considerada a discussão das correlações para esse eixo.

O diagrama de ordenação da RDA para a profundidade de 0,05-0,10 m (Figura 6) reflete a distribuição das áreas amostradas (ERI, ERII, NEP e NES) ao longo do principal eixo de variação (RDA1), evidenciando a sincronia ecológica entre os dois conjuntos de variáveis.

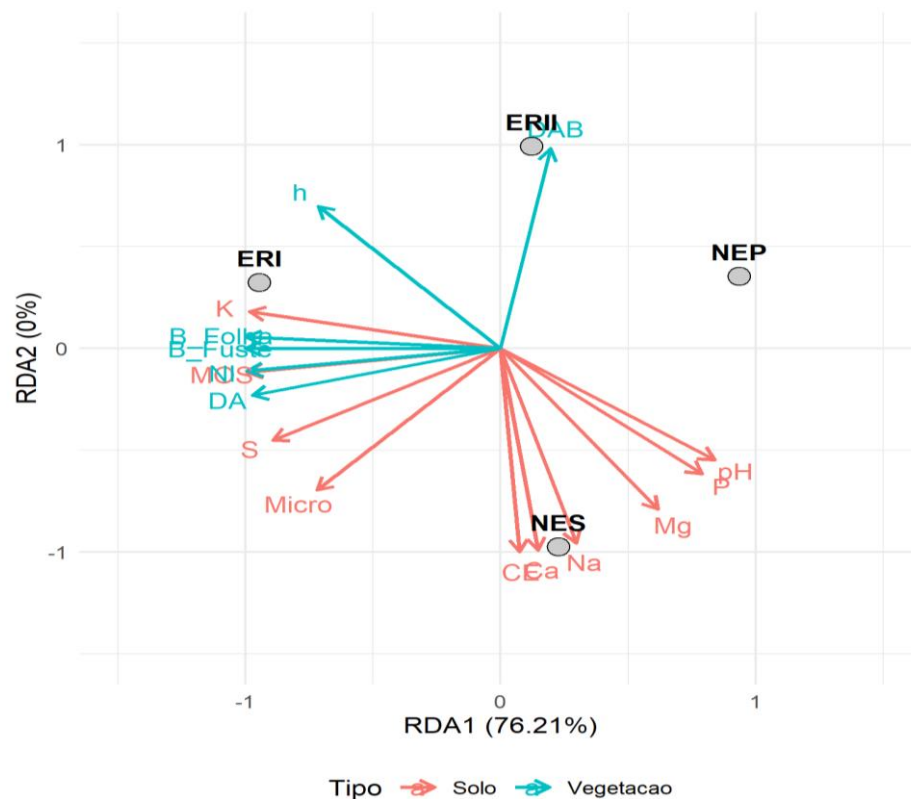


Figura 6. Diagrama de ordenação da análise de redundância e projeção dos vetores dos atributos químicos do solo, das variáveis do componente regenerante e as áreas ao longo do

Eixo Norte do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, Cabrobó, PE, Brasil, na profundidade 0,05-0,10 m. Em que: Vetores em vermelho = atributos químicos do solo; Vetores em azul = variáveis da vegetação regenerante; círculos em cinza = área de referência em avançado de regeneração (ERI), área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP) e núcleo de espécies secundárias (NES).

O ERI situa-se no extremo negativo do RDA1 e está fortemente associada a atributos indicativos de melhor qualidade edáfica e maior capacidade de suporte à regeneração natural. Entre os atributos do solo, destacam-se as correlações negativas com MOS, K^+ , $S-SO_4^{2-}$ e micronutrientes, que refletem maior acúmulo de nutrientes associados à matéria orgânica. No componente vegetacional, o ERI se destaca por maior DA, NI, biomassa foliar e de fuste, além da h média — características que indicam uma vegetação mais estruturada e funcional.

O ERII, embora também associado a bons indicadores de regeneração (especialmente DAB médio e h média, com altas correlações positivas), está ligeiramente deslocado em relação à ERI, refletindo sua condição de estágio intermediário de regeneração. A proximidade entre ERI e ERII no espaço da ordenação confirma a afinidade funcional e edáfica entre os ecossistemas de referência.

A proximidade dos vetores MOS e K^+ com os atributos de vegetação, todos no quadrante esquerdo, confirma que essas variáveis são determinantes na diferenciação das áreas com maior desenvolvimento regenerativo, como também destacado por estudos na Caatinga (Oliveira *et al.*, 2021; Macedo *et al.*, 2023).

As áreas sob restauração ativa, NES e NEP, estão posicionadas no extremo positivo do RDA1. Essas áreas apresentaram maior associação com atributos como pH, P, Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} e CE, sugerindo solos mais férteis, alcalinos, com tendência a salinidade e sodicidade e disponibilidade imediata de nutrientes. No entanto, essa condição não está acompanhada por uma resposta proporcional da vegetação regenerante, com menor acúmulo de matéria orgânica e menor cobertura vegetal regenerante, especialmente no NEP, com maior distanciamento da maioria dos vetores da vegetação regenerante, demonstrando menor acoplamento entre solo e vegetação.

O posicionamento das variáveis ambientais e da vegetação ao longo do eixo RDA1 reforça a existência de um gradiente claro entre os ecossistemas de referência e as áreas em recuperação inicial, em que a qualidade do solo e o desempenho da regeneração natural estão intimamente associados, especialmente com o aumento do grau de conservação das áreas (Silva *et al.*, 2024; Macedo *et al.*, 2023).

O dendrograma de dissimilaridade, construído com base na distância Euclidiana e no método de aglomeração hierárquica de cluster (Figura 7), agrupou as áreas amostradas em dois grandes conjuntos, mantendo um padrão similar ao observado na camada superficial (0,00-0,05 m), o que reforça a consistência das relações edáfico-vegetacionais observadas.

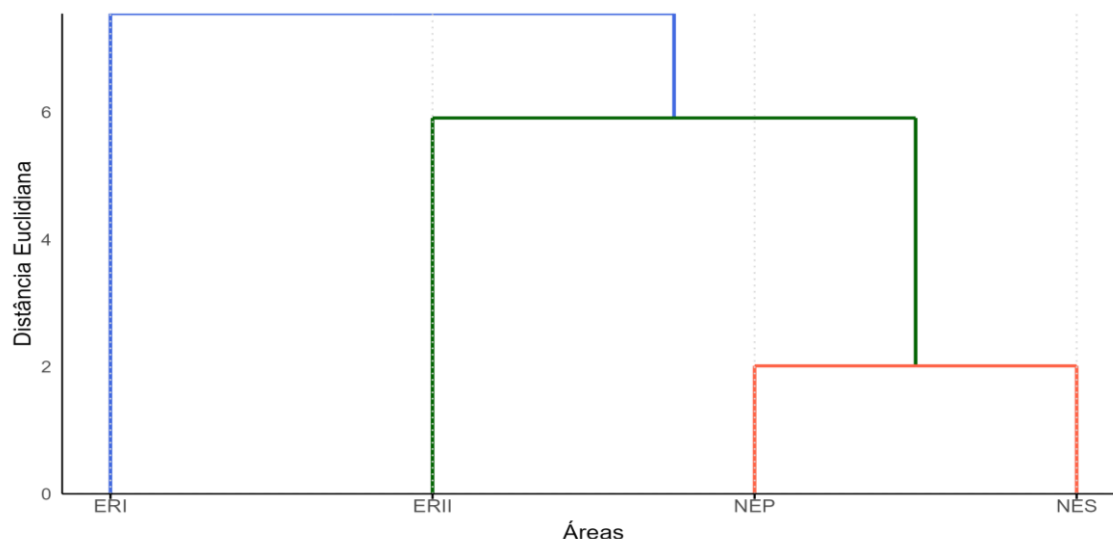


Figura 7. Dendrograma de dissimilaridade (Distância Euclidiana) pelo método de aglomeração hierárquica de Cluster comparando as variáveis do componente regenerante e os atributos químicos do solo na profundidade 0,05-0,10 m entre as áreas de estudo. Em que: Área de referência em avançado de regeneração (ERI); Área de referência em estado intermediário de regeneração (ERII); Núcleo de espécies pioneiras (NEP); Núcleo de espécies secundárias (NES).

O primeiro grupo é formado pelas áreas ERI e ERII. A reduzida distância entre essas áreas no dendrograma evidencia alta similaridade na combinação entre atributos químicos do solo e a estrutura da vegetação regenerante, indicando estabilidade ecológica e sincronia funcional mais consolidada ao longo do perfil edáfico.

O segundo grupo reúne novamente as áreas NES e NEP, sugerindo que essas áreas continuam compartilhando maior similaridade entre si quando comparado aos ecossistemas de referência, refletindo padrões ecológicos ainda distintos dos ambientes mais conservados da Caatinga. Como discutido anteriormente, a maior similaridade entre as áreas NEP e NES pode estar associada a maior homogeneidade nas condições edáficas e na biomassa regenerante (Capítulos I e II).

O dendrograma de dissimilaridade reforça a separação entre os ecossistemas de referência (ERI e ERII) e as áreas em nucleação (NES e NEP), revelando dois grupos

distintos em ambas as profundidades. A persistência dessa estrutura de agrupamento ao longo do perfil edáfico indica que a diferenciação funcional entre as áreas é robusta e consistente.

Além disso, o padrão hierárquico observado entre as áreas sugere que os processos de restauração ecológica por nucleação ainda estão em transição, com baixa sincronia entre a recuperação do solo e da vegetação, especialmente para o NEP, como evidenciado no diagrama de ordenação nas profundidades avaliadas. Em contrapartida, as melhores condições de solo e vegetação nos ecossistemas de referência reforçam a sinergia solo-vegetação para ambientes mais conservados.

Estudos conduzidos em ecossistemas semiáridos (Macedo *et al.*, 2023; Oliveira *et al.*, 2021; Sousa *et al.*, 2024) reforçam que a sincronia entre a recuperação do solo e da vegetação é essencial para consolidar o processo sucessional, especialmente nas camadas subsuperficiais, onde a mineralização da MOS e a dinâmica dos cátions trocáveis têm influência direta na resposta das plantas regenerantes.

Em síntese, os resultados demonstram que a regeneração da vegetação está fortemente condicionada à melhoria dos atributos edáficos e que a técnica de nucleação apresenta potencial para restaurar essa relação, apesar de estar ocorrendo de forma lenta. A convergência funcional das áreas em restauração com os ecossistemas de referência ainda é parcial, mas os padrões observados indicam caminhos promissores para o avanço da sucessão ecológica e da resiliência edáfica em ambientes semiáridos.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises indicaram forte associação entre atributos químicos do solo e estrutura da vegetação regenerante. Os ecossistemas de referência (ERI e ERII) apresentaram maior sincronia solo-vegetação, com destaque para maiores teores de MOS, K^+ e $S-SO_4^{2-}$ e melhor desempenho estrutural e funcional da vegetação.

Em contraste, as áreas em processo de restauração (NEP e NES) estiveram associadas a atributos como pH, P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e condutividade elétrica, mas com menor desenvolvimento vegetativo, especialmente o NEP, com o NES apresentando maior aproximação funcional com os ecossistemas de referência. Os dendrogramas confirmaram essa diferenciação, agrupando ERI e ERII, e as áreas de nucleação NEP e NES.

O NES demonstrou maior potencial de convergência com os ecossistemas de referência, enquanto o NEP apresentou menor sincronia solo-vegetação. Assim, a escolha das espécies e das estratégias de implantação e proteção, como também o monitoramento conjunto do solo e da vegetação são fundamentais para o sucesso da restauração na Caatinga.

Conclui-se que a recuperação da qualidade do solo e da vegetação deve ocorrer de forma integrada, sendo a sincronia entre esses componentes essencial para o sucesso da restauração na Caatinga. Identificado no presente estudo forte integração entre solo e vegetação nas áreas com maior estrutura vegetativa, refletindo condições edáficas mais equilibradas e maior funcionalidade ecológica.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- CARVALHO, J. N.; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; RODRIGUES, R. G.; FONTANA, A. P.; PIFANO, D. S. Native caatinga species for the recovery of degraded areas in the Brazilian semiarid region. **Revista Árvore**, v. 46, n. 4610, 2022. <http://doi.org/10.1590/1806-908820220000010>.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed., rev. e ampl. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 272 p., 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 03 jan. 2023.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam, Elsevier Science, 840p., 1998. Disponível em: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/417/o/Numerical_Ecology.pdf?1458165083. Acesso em: 15 jun. 2025.
- LIMA, A. Y. V.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, D. F. da; MOTA, J. C. A.; SILVA, F. G. M.; ARAUJO, A. S. F. de; MELO, V. M. M.; VERMA, J. P.; PEREIRA, A. P. de A. Grazing exclusion restores soil health in Brazilian drylands under desertification process. **Applied Soil Ecology**, v.193, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105107>.
- MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, É. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under caatinga in the Brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, n. e4702, 2023. <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000002>.
- MENSAH, S.; NOULÈKOUN, F.; DIMOBE, K.; SEIFERT, T.; KAKAI, R. G. Climate and soil effects on tree species diversity and aboveground carbon patterns in semi-arid tree savannas. **Sci Rep.**, v. 13, n. 1, e. 11509, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38225-3>.
- MORENO-JIMÉNEZ, E.; ORGIAZZI, A.; JONES, A.; SAIZ, H.; ACEÑA-HERAS, S.; PLAZA, C. Aridity and geochemical drivers of soil micronutrient and contaminant availability in European drylands. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, p. e13163, 2022. <https://doi.org/10.1111/ejss.13163>.

OLIVEIRA, C. C. de; MARTINS, F. R.; SOUZA, B. C.; SAMPAIO, E. V. de S. B.; LOIOLA, M. I. B.; SOARES, A. A. Resilience and successional trends of woody vegetation in seasonally dry tropical forests. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 96, n. 5, p. 740–753, 2023. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad010>.

OLIVEIRA, A. de F. N.; SOUSA, L. I. S. de; COSTA, V. A. S. da; ANDRADE, J. V. T. de; LIMA, L. A. L.; SALES, P. A. F. de; SILVA, D. F. da; PEREIRA, A. P. de A.; MELO, V. M. M. Long-term effects of grazing on the biological, chemical, and physical soil properties of the Caatinga biome. **Microbiological Research**, v. 253, p. 0944-5013, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2021.126893>.

PAÉZ-BIRMOS, S.; VANACKER, V.; VILLACÍS, M.; MORALES, O.; CALISPA, M.; SALGADO, S.; DELMELLE, P.; MOLINA, A. Impact of vegetation species on soil pore system and soil hydraulic properties in the high Andes. **EGU General Assembly**, v. 6284, 2020. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-6284>.

POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ALMEIDA, J. S. de; ALVAREZ, F. S.; ANDRADE, J. L.; *et al.* Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Washington, v. 118, n. 24, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.2003405118>.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; LIMA, H. N.; MARQUES, F. A.; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6ª ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 393 p., 2025. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1176834>. Acesso em: 06 jul. 2025.

SILVA, L. F. da S.; PESSOA, L. G. M.; SILVA, E. M. da; FREIRE, M. B. G. da S.; SOUZA, E. S. de; ORESCA, D.; SILVA, J. O. N. da; JÚNIOR, G. B.; BEZERRA, A. C.; SANTOS, E. S. da. Changes in Soil C, N, and P Concentrations and Stocks after Caatinga Natural Regeneration of Degraded Pasture Areas in the Brazilian Semiarid Region. **Sustainability**, v. 16, n. 8737, 2024. <https://doi.org/10.3390/su16208737>.

SILVA, J. M.; COSTA, A. A. da, SOUSA, S. M. da S.; Leite, A. P. L.; NONATO, E. R. L.; LEITE, J. A.; HENRIQUE, G. da S.; SILVA, M. A. C. da, SOUTO, J. S. Nucleating Techniques in Forest Restoration of a Degraded Area in a Seasonally Dry Tropical Forest, Brazil. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 44, n. 12, p. 37-47, 2022. <https://doi.org/10.9734/JEAI/2022/v44i122076>.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F. Impact of Human Activities on the Caatinga, in: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p. 359-368, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham., p. 03-19, 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1.

SOCOŁOWSKI, F.; VIEIRA, D. C. M.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P. L.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos

conocido ecossistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, n. 2, p. 247-263, 2021. Disponível em: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-73292021000200247&lng=es. Acesso em: 19 nov. 2023.

SOUZA, S. M.; RAMOS, M. B.; MACIEL, M. G. R.; CUNHA, S. S.; SOUZA, J. J. L. L.; LOPES, S. F. Effects of vegetable cover on the regeneration process in degraded dry forest in Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 35, n. 18, p. 5570–5583, 2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.5316>.

SOUZA, D. G.; SFAIR, J. C.; PAULA, A. S.; BARROS, M. F.; RITO, K. F.; TABARELLI, M. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57–65, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.042>.

TEIXEIRA, P. S.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análises do solo**. 3 ed. Ver. e ampl. – Embrapa Informações Tecnológicas. Brasília, DF, 573 p., 2017. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1085209>. Acesso em: 04 abr. 2024.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; SANTANA, M. de O.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 73, p. 197–206, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.012>.

VIEIRA, M. da S.; OLIVEIRA, F. H. T. de; GURGEL, M. T.; SANTOS, H. C.; TAVARES, H. A. M. PHOSPHORUS SORPTION ISOTHERMS IN SOILS OF THE SEMIARID REGION OF BRAZIL. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 1, p. 166–176, 2021. <https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n117rc>.

CONCLUSÕES GERAIS

Conclui-se que os ecossistemas de referência são fundamentais como modelo para a restauração na Caatinga, por apresentarem melhor estrutura e composição da vegetação regenerante, assim como melhor qualidade do solo.

Com relação à restauração da vegetação, as áreas de nucleação, embora ainda em estágios iniciais, demonstram potencial complementar: NEP favoreceu a colonização inicial e NES promove maior qualidade estrutural e diversificação do componente regenerante. Comportamento também foi observado nas mudas implantadas, onde ambas as técnicas apresentaram taxas semelhantes de mortalidade (aproximadamente 47%), mas as espécies secundárias demonstraram melhor desenvolvimento estrutural e vertical.

A adoção de núcleos mistos ou mosaicos, aliados a estratégias eficazes de implantação e proteção, pode otimizar a restauração florestal, conciliando expansão da regeneração com estabilidade ecológica, além disso, poderá favorecer o desenvolvimento e estabelecimento inicial das mudas.

Com relação a recuperação da qualidade química do solo, a nucleação com plantio de mudas promoveu avanços iniciais na fertilidade do solo, mas ainda insuficientes para alcançar a qualidade química dos ecossistemas de referência. A recuperação está mais evidente na camada superficial, e a distinção química entre áreas em restauração e de referência indica que o restabelecimento da qualidade edáfica requer tempo, manejo adequado e monitoramento contínuo.

Uma estratégia possível de adoção para acelerar a recuperação dos solos nas áreas de nucleação e suas adjacentes é a inclusão de matéria orgânica no solo, uma vez que a matéria orgânica do solo é determinante para a manutenção da fertilidade e redução de indicadores de degradação, como identificado no presente estudo.

A sazonalidade exerceu forte influência sobre a dinâmica dos nutrientes, com o período seco favorecendo maior acúmulo de matéria orgânica e estabilidade edáfica, enquanto o período chuvoso intensificou processos de lixiviação e mobilização de elementos, promovendo instabilidade química.

Assim, conclui-se que a restauração bem-sucedida na Caatinga depende da sincronia entre solo e vegetação. Ecossistemas de referência mostram maior integração entre esses componentes, enquanto os núcleos, especialmente com espécies pioneiras, revelam menor acoplamento.

APÊNDICE 1

Tabela 1. Propriedades químicas do solo à 0,00-0,05 m de profundidade, avaliadas nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP), núcleo de espécies secundárias (NES), áreas de regeneração natural externa ao NEP (ARN-P) e áreas de regeneração natural externa ao NES (ARN-S) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC)

Variável	PS							PC						
	ERI	ERII	NEP	NES	ARN-P	ARN-S	Média	ERI	ERII	NEP	NES	ARN-P	ARN-S	Média
pH 1:2,5 (H ₂ O)	6,84	6,75	7,41	7,15	7,28	7,43	7,28	6,92	6,45	7,73	7,69	7,84	7,61	7,64
MOS (g/kg)	30,30	11,36	5,83	7,72	6,02	7,28	7,81	3,78	2,06	0,76	0,73	0,81	0,75	0,93
P-Mehlich ⁻¹ (mg/dm ³)	34,02	30,10	92,10	151,63	95,52	145,59	114,53	4,92	9,99	54,85	83,17	71,42	76,76	66,62
S-SO ₄ ²⁻ (mg/dm ³)	6,80	8,10	6,08	7,57	5,97	6,12	6,52	13,19	4,52	4,23	3,81	5,23	3,44	4,54
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³)	11,46	7,83	8,54	9,18	8,50	9,74	9,04	8,96	6,07	7,16	7,27	7,39	8,01	7,46
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	2,65	2,30	7,13	6,39	6,43	6,27	6,24	2,76	2,18	6,67	6,39	6,45	6,01	6,08
K ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,63	0,54	0,56	0,54	0,54	0,69	0,58	0,83	0,47	0,39	0,41	0,47	0,38	0,43
Na ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,05	0,03	0,87	0,99	0,88	0,74	0,81	0,10	0,03	0,93	1,15	1,25	0,88	0,97
SB (cmol _c /dm ³)	14,79	10,70	17,11	17,10	16,36	17,43	16,67	12,65	8,75	15,14	15,22	15,55	15,28	14,95
T (cmol _c /dm ³)	15,45	11,14	17,23	17,32	16,55	17,58	16,87	13,84	9,69	15,32	15,32	15,72	15,44	15,17
CE (dS/m)	0,65	0,76	0,74	1,02	0,83	1,03	0,89	0,65	1,12	1,23	1,32	1,17	0,80	1,11
Fe ²⁺ (mg/dm ³)	51,12	22,38	61,33	81,29	63,35	90,33	71,28	56,42	12,04	29,43	23,70	27,63	31,71	28,59
Mn ²⁺ (mg/dm ³)	137,48	116,20	92,11	100,26	99,56	128,95	107,00	66,39	77,36	53,07	40,36	45,23	46,46	48,25
Cu ²⁺ (mg/dm ³)	1,10	1,20	0,69	0,82	0,83	0,98	0,86	0,95	0,97	0,79	0,44	0,75	0,53	0,65
Zn ²⁺ (mg/dm ³)	1,98	2,88	1,38	1,30	1,23	1,78	1,50	1,09	1,83	0,71	0,51	0,70	0,67	0,71
B (mg/dm ³)	0,95	0,72	0,37	0,36	0,38	0,41	0,42	0,53	0,36	0,23	0,27	0,26	0,25	0,27
PST (%)	0,32	0,26	4,62	3,94	4,49	3,69	3,88	0,71	0,34	5,80	5,74	7,99	4,52	5,59

Tabela 2. Propriedades químicas do solo à 0,05-0,10 m de profundidade, avaliadas nas áreas de referência em estado avançado de regeneração (ERI), áreas de referência em estado intermediário de regeneração (ERII), núcleo de espécies pioneiras (NEP), núcleo de espécies secundárias (NES), áreas de regeneração natural externa ao NEP (ARN-P) e áreas de regeneração natural externa ao NES (ARN-S) do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF, no município de Cabrobó, PE, Brasil, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC)

Variável	PS							PC						
	ERI	ERII	NEP	NES	ARN-P	ARN-S	Média	ERI	ERII	NEP	NES	ARN-P	ARN-S	Média
pH 1:2,5 (H ₂ O)	6,41	6,71	7,37	7,25	7,32	7,61	7,32	6,66	6,83	7,51	7,69	7,66	7,62	7,55
MOS (g/kg)	15,84	7,72	5,94	6,59	5,95	6,43	6,66	2,65	0,94	0,66	0,56	0,68	0,57	0,71
P-Mehlich ⁻¹ (mg/dm ³)	23,24	24,16	90,96	149,83	79,02	129,89	105,60	2,91	5,45	57,23	77,91	52,90	60,19	57,60
S-SO ₄ ²⁻ (mg/dm ³)	8,54	10,66	6,44	6,17	6,78	6,49	6,71	10,00	3,97	4,29	4,33	8,33	5,33	5,68
Ca ²⁺ (cmol _c /dm ³)	7,08	7,58	8,79	9,10	9,69	10,49	9,35	7,86	5,93	7,86	7,34	8,10	8,12	7,78
Mg ²⁺ (cmol _c /dm ³)	2,38	2,76	7,51	6,64	7,04	6,95	6,69	2,94	2,53	7,60	6,78	6,75	6,48	6,58
K ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,43	0,38	0,33	0,33	0,42	0,42	0,38	0,62	0,30	0,25	0,25	0,28	0,25	0,28
Na ⁺ (cmol _c /dm ³)	0,08	0,03	1,48	1,53	1,06	1,34	1,25	0,24	0,04	1,48	1,52	1,88	1,53	1,49
SB (cmol _c /dm ³)	9,97	10,74	18,13	17,61	18,21	19,20	17,68	11,67	8,81	17,19	15,90	17,01	16,38	16,13
T (cmol _c /dm ³)	10,83	11,01	18,37	17,78	18,40	19,32	17,89	13,24	9,87	17,64	16,23	17,47	16,73	16,60
CE (dS/m)	0,38	0,41	1,17	1,11	1,07	0,82	0,99	0,63	0,40	1,56	1,35	1,59	1,20	1,35
Fe ²⁺ (mg/dm ³)	44,30	20,56	50,17	74,04	65,82	75,73	63,82	62,83	9,65	26,22	25,81	22,03	31,08	27,05
Mn ²⁺ (mg/dm ³)	72,28	58,30	65,86	86,56	88,15	94,59	82,36	45,32	35,51	40,71	36,92	32,96	40,75	38,03
Cu ²⁺ (mg/dm ³)	1,08	2,08	1,10	0,83	0,78	0,83	0,94	1,08	1,60	0,76	0,50	0,69	0,54	0,68
Zn ²⁺ (mg/dm ³)	0,88	1,34	0,92	1,20	1,08	1,26	1,12	0,82	0,69	0,38	0,41	0,42	0,44	0,44
B (mg/dm ³)	0,70	0,53	0,31	0,26	0,34	0,29	0,33	0,43	0,29	0,20	0,23	0,25	0,21	0,23
PST (%)	0,66	0,32	6,84	7,29	5,34	6,33	5,99	1,44	0,43	6,51	7,78	8,42	7,46	7,03