

**DIOGO JOSÉ OLIVEIRA PIMENTEL**

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA RELAÇÃO RESTAURAÇÃO FLORESTAL  
E PAISAGEM LOCAL**

**RECIFE**  
**Pernambuco - Brasil**  
**Fevereiro - 2021**

**DIOGO JOSÉ OLIVEIRA PIMENTEL**

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA RELAÇÃO RESTAURAÇÃO FLORESTAL  
E PAISAGEM LOCAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como um dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Florestais.

**Orientadora:**

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. ANA LÍCIA PATRIOTA FELICIANO

**Coorientador:**

Prof. Dr. LUIZ CARLOS MARANGON

**RECIFE**  
**Pernambuco - Brasil**  
**Fevereiro – 2021**

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

P644a Pimentel, Diogo José Oliveira  
Análise espaço-temporal da relação restauração florestal e  
paisagem local / Diogo José Oliveira Pimentel. – 2021.  
107 f. : il.

Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE,  
2021.

Inclui referências e apêndice(s).

1. Ecologia florestal 2. Proteção ambiental 3. Florestas 4. Ecologia  
das paisagens 5. Avaliação paisagística 6. Conservação da natureza  
7. Monitorização ambiental 8. Vegetação – Monitorização  
9. Indicadores ambientais I. Feliciano, Ana Lícia Patriota, orient.  
II. Título

CDD 634.9

**DIOGO JOSÉ OLIVEIRA PIMENTEL**

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA RELAÇÃO RESTAURAÇÃO FLORESTAL  
E PAISAGEM LOCAL**

Banca examinadora:

---

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro  
Departamento de Ecologia – UNESP/Rio Claro-SP

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marília Alves Grugiki  
Campus de Engenharias e Ciências Agrárias – UFAL/Rio Largo-AL

---

Prof. Dr. Gabriel Paes Marangon  
Departamento de Engenharia Florestal – Unipampa/São Gabriel-RS

---

Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva  
Departamento de Ciência Florestal – UFRPE/Recife-PE

Orientadora:

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Lícia Patriota Feliciano  
Departamento de Ciência Florestal – UFRPE/Recife-PE

**RECIFE**  
**Pernambuco - Brasil**  
**Fevereiro – 2021**

*Ao coração gentil da minha esposa (Chris Pimentel),  
dedico.*

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Departamento de Ciência Florestal, por todo o ensinamento, apoio e esforço ao longo da minha formação;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pela bolsa concedida ao longo deste trabalho de pesquisa, código de financiamento 001;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, representado pelos docentes e funcionários que, pela sua dedicação profissional, tornaram essa conquista possível;

À minha tutora e orientadora Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Lícia Patriota Feliciano, por me instruir por, praticamente, uma década, sem ela minhas limitações seriam exponenciadas, essa e qualquer conquista são e serão frutos do seu trabalho;

Ao meu coorientador Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon, pelo apoio efetivo ao longo de todo o doutorado;

À Diretoria Ambiental do Complexo Industrial Portuário de SUAPE, por permitir a realização desse trabalho, bem como a todos aqueles que compõem essa equipe, sempre disposta a atuar com seriedade e satisfação em prol da sustentabilidade. Em especial, agradeço a Priscila Nascimento, que possibilitou que trabalhasse com essa equipe e, consequentemente, desenvolvesse essa pesquisa e tese; e

Aos amigos pesquisadores (Nailson Barros, Mayara Pessoa, Marília Isabelle, Nathan FôNSECA, Giselle Moreira, Djailson Costa, César Borges, Lucidalva Sobrinho, Weydson Raulino, Suellen Cristina, Uaine Santos e Joseph Soares), pelas discussões científicas e aprendizados coletivos.

DIOGO JOSÉ OLIVEIRA PIMENTEL. **Análise espaço-temporal da relação restauração florestal e paisagem local**. 2021. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano. Coorientador: Luiz Carlos Marangon.

Essa pesquisa teve por objetivo monitorar duas áreas em processo de restauração florestal sob plantio total, com diferença primária na influência de seu entorno, visando obter maior compreensão da sua dinâmica e, assim, propor melhores estratégias de implantação e monitoramento para áreas sob plantio. O estudo foi realizado em duas áreas em processo de restauração florestal (ANA - área não adjacente; e AA - área adjacente), anteriormente utilizadas para cultivo de cana-de-açúcar, e em um fragmento florestal considerado como ecossistema de referência (R). Para análises de paisagem, executou-se um buffer de 1 (um) km, considerando que as áreas estão a cerca de 2 (dois) km de distância, evitando sobreposição. Foram utilizadas imagens da plataforma orbital RapidEye, que datam 03/12/2011 (pré-plantio), 08/09/2015 (aproximadamente 4 anos pós-plantio) e 10/09/2019 (aproximadamente 8 anos pós-plantio). Os dados de campo foram coletados entre setembro e dezembro de 2017 para AA, ANA e R, e entre setembro e novembro de 2019 para AA e ANA. Para isto, foram distribuídas aleatoriamente 60 parcelas permanentes de 250 m<sup>2</sup> (10 x 25 m), sendo 20 parcelas em cada área, e todos os indivíduos arbóreos com Circunferência à Altura do Peito (CAP)  $\geq$  15 cm foram mensurados e numerados com plaquetas de alumínio. Já para avaliação da regeneração natural, foram instaladas subparcelas de 25 m<sup>2</sup> (5 x 5 m) no vértice superior esquerdo de cada parcela. Com relação à classificação, a paisagem de AA apresentou um aumento de 91,1 ha de floresta em oito anos de plantio, ressalta-se que sua área de plantio é de apenas 21,2 ha, ou seja, houve uma contribuição do entorno em 70 ha. Enquanto ANA apresentou um aumento de apenas 40,37 ha, isso porque essas áreas podem estar apresentando um reestabelecimento mais lento, porém, aparentemente, houve fragmentação ao norte de ANA entre 2011 e 2015 e ao leste entre 2015 e 2019, reduzindo parte da cobertura florestal ao entorno de ANA. A adjacente teve um desenvolvimento mais eficiente, com acréscimo de 44 ha de área núcleo em oito anos, enquanto a não adjacente, 27 ha. Já a composição florística, constatou-se semelhança entre ANA e AA, nos dois intervalos de tempo, porém divergindo de R. Todavia, similaridade entre AA e R pôde ser observada ao comparar síndromes de dispersão entre as áreas. Com relação à densidade absoluta em 2019, não se observou diferença significativa entre as áreas, a abertura do dossel apresentou semelhança entre a adjacente e o fragmento divergindo da não adjacente. Quanto à composição da regeneração natural, R não se mostrou similar com nenhuma das duas áreas em nenhum dos tempos, porém, ao comparar o agrupamento das parcelas entre adultos e regenerantes, observa-se que os regenerantes estão mais próximos da similaridade do que os adultos. É importante citar que cinco espécies secundárias tardias apareceram em AA, uma ocorrendo apenas em 2017 (*Eschweilera ovata*) e quatro em 2019 (*Aspidosperma spruceanum*, *Bixa orellana*, *Protium giganteum* e *Protium heptaphyllum*), e apenas duas apareceram em ANA-2019 (*Eschweilera ovata* e *Hymenaea courbaril*). Com relação ao número de indivíduos por classe de altura, observa-se que AA apresenta melhor estrutura do que ANA, pois apresenta maior ocorrência de espécies nas classes de altura II e III, tanto em termos quantitativos quanto proporcionais. Analisando o desenvolvimento das áreas em restauração, entende-se que tanto as áreas em restauração são influenciadas pelo entorno quanto o entorno por elas.

**Palavras-chave:** ecologia florestal, análise de paisagem, monitoramento ambiental, indicadores ecológicos.

DIOGO JOSÉ OLIVEIRA PIMENTEL. **Spatial-temporal relationship between ecological restoration plantation and local landscape**. 2021. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano. Co-orientador: Luiz Carlos Marangon.

This research work aimed to monitor two areas in the process of forest restoration under total planting, with a primary difference in the influence of their surroundings, has a greater understanding of its dynamics and thus proposes better implementation and monitoring for areas under planting. The study was carried out in two areas undergoing forest restoration (ANA - non-adjacent area and AA - adjacent area), previously used for sugarcane cultivation, and a forest fragment considered as reference ecosystem (R). For landscape analysis, a buffer of 1 (one) km was performed, considering that the areas are about 2 (two) km away, avoiding overlap. Images were from RapidEye orbital platform dating from 12/03/2011 (before plantation), 8/9/2015 (approximately 4 years after plantation) and 10/09/2019 (approximately 8 years after plantation). Field data were collected between September and December 2017 for AA, ANA and R, and between September and November 2019 for AA and ANA. For this purpose, 60 permanent plots of 250 m<sup>2</sup> (10 x 25 m) were randomly distributed, with 20 plots in each area, and all arboreal individuals with circumference at breast height (cbh)  $\geq$  15 cm were measured and numbered with aluminum platelets. As for the assessment of natural regeneration, 25 m<sup>2</sup> (5 x 5 m) sub-plots were used in the upper left corner of each plot. Regarding classification, the AA landscape showed an increase of 91.1 ha of forest in eight years of plantation, it is noteworthy that its area is only 21.2 ha, thus, there was a contribution from the surroundings over 70 ha. Meanwhile, ANA showed an increase of 40.37 ha, this area may be presenting a slower restoration, however, apparently, there was fragmentation north of ANA between 2011 and 2015 and east between 2015 and 2019, reducing part of the forest cover to the surroundings of ANA. The adjacent one had a more efficient development, with an increase of 44 ha of core area in eight years, while the non-adjacent, 27 ha. The floristic composition was found to be similar between ANA and AA, in the two times intervals, however diverging from R. However, similarity between AA and R could be observed when comparing dispersion syndromes between areas. Regarding the absolute density in 2019, there was no significant difference between the areas, the canopy opening showed similarity between the adjacent and the fragment diverging from the non-adjacent. As for the composition of natural regeneration, R was not similar with any of the two areas at any time, however when comparing the grouping of plots between adults and regenerants, it is observed that the regenerants are closer to the similarity with the areas than the adults. It is important to mention that five late secondary species appeared in AA, one occurring only in 2017 (*Eschweilera ovata*), and four in 2019 (*Aspidosperma spruceanum*, *Bixa orellana*, *Protium giganteum* and *Protium heptaphyllum*) and only two appeared in ANA-2019 (*Eschweilera ovata* and *Hymenaea courbaril*). Regarding the number of individuals per height class, it is observed that AA has a better structure than ANA, as it has a higher occurrence of species in height classes II and III, both in quantitative and proportional terms. Analyzing the development of areas under restoration, it is understood that both areas under restoration are influenced by the surroundings and the surroundings by them.

**Keywords:** forest ecology, landscape analysis, environmental monitoring, ecological indicators.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização geográfica das áreas em restauração (ANA e AA) e do fragmento florestal (R), Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, Brasil .....	25
<b>Figuras 2.</b> Classificação supervisionada por Máxima verossimilhança, utilizando imagens do satélite RapidEye e bandas R5G4B3, do entorno de duas áreas em processo de restauração floresta em 2011 (anterior ao plantio) (A), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	32
<b>Figura 3.</b> Classificação das florestas no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal nos anos de 2011 (anterior ao plantio) (A), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	37
<b>Figura 4.</b> Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) de duas áreas em processo de restauração florestal em 2011 (anterior ao plantio), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	41
<b>Figura 5.</b> Comparação de média dos índices de vegetação por diferença normalizada - NDVI de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em três momentos (2011, 2015 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $P < 0.05$ ) .....	41
<b>Figura 6.</b> Índices de vegetação por diferença normalizada (NDVI) referentes ao entorno de duas áreas em processo de restauração florestal em 12/2011 (anterior ao plantio) (A), 09/2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 09/2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	42
<b>Figura 7.</b> Comparação de média dos índices de vegetação por diferença normalizada - NDVI de duas paisagens com áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em três momentos (2011, 2015 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $p < 0.05$ ) .....	43
<b>Figura 8.</b> Probabilidade de dispersão das áreas núcleos (-30m) dos fragmentos presentes no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal nos anos de 2011 (anterior ao plantio) (A), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	44
<b>Figura 9.</b> Desmatamento, incêndios e lixo encontrados em duas áreas de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), no Cabo de Santo Agostinho-PE .....	46
<b>Figura 10.</b> <i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz var. <i>ferrea</i> , à esquerda, com CAP < 10 cm e <i>T. guianensis</i> , à direita, com CAP > 15 cm, área em restauração no Cabo de Santo Agostinho-PE (10/2017) .....	53

<b>Figura 11.</b> <i>Paubrasilia equinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis após seis anos de plantio, área em restauração no Cabo de Santo Agostinho-PE (09/2017) .....	53
<b>Figura 12.</b> Ordenação do PCoA de espécies arbóreas amostradas entre parcelas de diferentes áreas em processo de restauração florestal, em floresta ombrófila densa de terras baixas, Pernambuco-Brasil. Os círculos, triângulos, quadrados, cruzeiros e quadrados-cruzados denotam as estimativas de distância (“method” = Chao-Sorenson) entre o número de indivíduos de cada espécie, dentro das parcelas amostradas entre duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Em que ANA - 2017, ANA - 2019, AA - 2017, AA - 2019 e R representam os centroides de cada agrupamento .....	54
<b>Figura 13.</b> Curvas de amostragem por interpolação (–) e extrapolação (--), com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas), obtidos pelo método de <i>bootstrap</i> , baseado em aleatorizações. Os dados dos indivíduos adultos de duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) são demonstrados separadamente para ordem $q = 0$ (riqueza de espécies), $q = 1$ (índice de diversidade de Shannon) e $q = 2$ (índice de diversidade de Simpson) .....	55
<b>Figura 14.</b> Diagramas com o número de espécies adultas de ocorrência em duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em 2017 (diagrama a esquerda) (A) e 2019 (diagrama da direita) (B), e em um fragmento de referência (R), no Cabo de Santo Agostinho-PE .....	56
<b>Figura 15.</b> Comparação de média dos índices de Rao de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $P < 0.05$ ) .....	56
<b>Figura 16.</b> Proporção das síndromes de dispersão de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) .....	57
<b>Figura 17.</b> Abertura do dossel da área não adjacente nos anos 2017 (A) e 2019 (B) .....	59
<b>Figura 18.</b> Comparação de médias de densidade absoluta (A), abertura do dossel (B), área basal (C) e altura (D) de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), bem como no fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $P < 0.05$ ) .....	59
<b>Figura 19.</b> Plantio de mandioca adjacente à área em restauração no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	63
<b>Figura 20.</b> Análise de componentes principais das variáveis de solo (N, P, K, C, MO, Ca, Mg e pH) entre duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R), no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	64
<b>Figura 21.</b> Diagramas com o número de espécies regenerantes de ocorrência em duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em 2017 (diagrama a esquerda) (A) e em 2019 (diagrama da direita) (B), e em um fragmento de referência (R), no Cabo de Santo Agostinho-PE .....	71
<b>Figura 22.</b> Ordenação do PCoA de espécies regenerantes amostradas entre parcelas de diferentes áreas em processo de restauração florestal, em floresta ombrófila densa de terras baixas, Pernambuco-Brasil. Os círculos, triângulos, quadrados, cruzeiros e quadrados-	

cruzados denotam as estimativas de distância (“method” = Chao-Sorenson) entre o número de indivíduos de cada espécie, dentro das parcelas amostrais entre diferentes áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Em que ANA - 2017, ANA - 2019, AA - 2017, AA - 2019 e R representam os centroides de cada agrupamento .....	71
<b>Figura 23.</b> Curvas de amostragem por interpolação (–) e extrapolação (--), com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas), obtidas pelo método de <i>bootstrap</i> , baseado em aleatorizações. Os dados dos indivíduos regenerantes de duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) são demonstrados separadamente para ordem $q = 0$ (riqueza de espécies), $q = 1$ (índice de diversidade de Shannon) e $q = 2$ (índice de diversidade de Simpson) .....	72
<b>Figura 24.</b> Densidade absoluta por classes de altura da regeneração natural para duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) .....	74
<b>Figura 25.</b> Fauna e indícios de fauna em áreas de restauração florestal com seis anos após o plantio, no Cabo de Santo Agostinho-PE .....	81

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Características técnicas gerais dos satélites RapidEye .....	27
<b>Tabela 2.</b> Parâmetros de ajuste no 6S para correção atmosférica .....	29
<b>Tabela 3.</b> Qualidade da classificação de uso e cobertura, segundo intervalos do coeficiente <i>Kappa</i> .....	29
<b>Tabela 4.</b> Kappa e métricas das classes encontradas no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal em 2011, 2015 e 2019, em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	33
<b>Tabela 5.</b> Métricas da classe floresta, subdividida em classes de tamanho, no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal em 2011, 2015 e 2019, em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente, no Cabo de Santo Agostinho, PE .....	38
<b>Tabela 6.</b> Composição florística, número de indivíduos, grupos ecológicos (GE: Pi-pioneira; Si-secundária inicial; St-secundária tardia; e Sc-sem classificação) e síndromes de dispersão dos indivíduos adultos (SD: Zoo-zoocórica; Ane-anemocórica; Auto-autocórica) encontrados em duas áreas de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), bem como em fragmento florestal de referência (R) .....	47
<b>Tabela 7.</b> Valores de densidade absoluta, área basal e abertura do dossel de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) .....	58
<b>Tabela 8.</b> Química do solo e serapilheira acumulada de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $P < 0.05$ ) .....	62
<b>Tabela 9.</b> Composição florística, número de indivíduos, grupos ecológicos (GE: Pi-pioneira; Si-secundária inicial; St-secundária tardia; e Sc-sem classificação) e síndromes de dispersão dos indivíduos regenerantes (SD: Zoo-zoocórica; Ane-anemocórica; e Auto-autocórica) encontrados em duas áreas de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento florestal de referência (R) .....	66
<b>Tabela 10.</b> Estrutura horizontal por três classes de altura dos indivíduos regenerantes de duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Em que: DR-densidade relativa, FR-frequência relativa, RNC-regeneração natural por classe e RNT-regeneração natural total .....	75

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>12</b>
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>14</b>
2.1 FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA .....	14
2.2 SUCESSÃO ECOLÓGICA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL .....	16
2.3 MONITORAMENTO E DINÂMICA FLORESTAL .....	18
2.4 INDICADORES ECOLÓGICOS E ECOSISTEMAS DE REFERÊNCIA .....	20
2.5 GEOTECNOLOGIAS E ANÁLISES DE PAISAGEM .....	22
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>25</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO .....	25
3.2 COLETA DOS DADOS .....	26
3.3 ANÁLISE DOS DADOS .....	28
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>31</b>
4.1 USO E COBERTURA DO SOLO .....	31
4.2 CLASSES E MÉTRICAS DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS .....	36
4.3 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO E ROTAS DE DISPERSÃO .....	40
4.4 COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE FLORÍSTICA .....	46
4.5 ESTRUTURA HORIZONTAL .....	58
4.6 SOLO E SERAPILHEIRA .....	62
4.7 REGENERAÇÃO NATURAL .....	65
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>80</b>
<b>6. RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>81</b>
<b>7. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>82</b>
<b>8. APÊNDICES .....</b>	<b>104</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A restauração, na perspectiva de reestabelecer processos ecológicos de ecossistemas florestais, dependem de sua paisagem local para definição de técnicas assertivas, a fim atingir os resultados almejados. Uma forma de classificar as técnicas de restauração que vêm sendo empregada é: (1) áreas que possibilitam o aproveitamento da regeneração natural; e (2) áreas que não possibilitam (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, Holl e Aide (2011) citam que, para recuperar a estrutura e a funcionalidade de ecossistemas, duas estratégias gerais de restauração são reconhecidas: (1) restauração passiva, que elimina a fatores de perturbação e permite o desenvolvimento da regeneração natural, e (2) restauração ativa, que elimina a fonte de perturbação e implementa estratégias para acelerar a recuperação e superar os obstáculos presentes.

Historicamente, a restauração ativa foi a primeira e mais empregada no Brasil (KAGEYAMA; CASTRO, 1989; RODRIGUES, 1999; FREITAS et al., 2006). Em âmbito global, segundo Meli et al. (2017), apenas 11 estudos (7%) de restauração em florestas tropicais e temperadas comparam dados referentes a estratégias de restauração ativa e passiva avaliadas no mesmo local.

Em áreas adjacentes a fragmentos florestais, se propaga a utilização da restauração passiva, afinal é ecologicamente viável e economicamente menos onerosa (CHADZON; GUARIGUATA, 2016). Todavia, vale lembrar que nem toda restauração é realizada para cumprimento de metas nacionais ou internacionais e nem toda compensação por supressão vegetal é realizada por pequenos agricultores. Existem casos de supressão vegetal realizados por grandes empreendimentos que faturam muito além do custo da restauração ativa.

Também existem cenários em que o tempo é mais relevante do que o custo, nesses casos, Holl et al. (2000) apontam o plantio misto de mudas nativas como alternativa para acelerar regeneração e superar obstáculos, uma vez que, nos casos de plantio para restauração em áreas adjacentes a fragmentos florestais, os processos ecológicos podem ser mais acelerados (MIRANDA et al., 2018). Como exemplos de restauração, em que o tempo é fator limitante, citam-se aqueles que envolvem produção de água e estabilização de bacias hidrográficas, de acordo com Shelton III; Richmond (2016), plantios de restauração são eficientes para evitar a erosão das encostas e reduzir o transporte de

sedimentos soltos à jusante. Também, em situações específicas para melhorar a qualidade da água (TOWNSEND et al., 2012).

De modo geral, a restauração ainda é uma linha de investigação muito recente no Brasil, concentrando seus principais avanços nas últimas décadas, ainda com carências de pesquisas e políticas públicas para atingir maior efetividade das suas ações (BARBOSA et al., 2012). Técnicas ainda vêm sendo testadas no Brasil e em outros países (TRETIN et al., 2018; MIRANDA et al., 2018; VOGEL et al., 2015).

Mesmo que as técnicas já fossem consideradas eficientes, segundo Nilsson et al. (2015), os processos de restauração ainda poderiam ser melhorados em termos de custo-benefício e efeitos ecossistêmicos.

Considerando os vários objetivos que a restauração pode ter, é necessário esgotar todas as perguntas essenciais sobre reestabelecimento de processos ecológicos antes de descartar um método ou técnica para determinado fim, por exemplo:

- Áreas em processo de restauração sob plantio total em proximidade a fragmentos florestais possuem chegada de espécies dos estágios finais de sucessão otimizada?
- A presença das mudas restringe o processo de regeneração natural de espécies iniciais de sucessão?
- Após seis anos de plantio, todas as mudas atingiram circunferência a altura do peito > 15 cm?
- Manutenções prolongadas inibem a regeneração natural?

Entende-se que esse estudo visa contribuir para formulação de protocolos mais assertivos para otimização no reestabelecimento dos processos ecológicos, espera-se justificar que o entorno de uma área degradada além de auxiliar na definição do método (ativo *versus* passivo) a ser utilizado, também pode auxiliar nas estratégias de execução de plantio, como na definição das espécies a serem plantadas, na densidade, no arranjo espacial etc.

Esse estudo foi fundamentado nas seguintes hipóteses: (1) a paisagem local é influenciada por plantios de restauração; e (2) o reestabelecimento dos processos ecológicos, em área sob plantio total com mudas nativas, é acelerado pela proximidade a fragmentos florestais.

Dessa forma, essa pesquisa teve por objetivo geral monitorar duas áreas em processo de restauração florestal sob plantio total, com diferença primária na influência de

seu entorno, visando obter maior compreensão da sua dinâmica e, assim, propor melhores estratégias de implantação e monitoramento de áreas sob plantio.

Os objetivos específicos foram: analisar mudanças na paisagem local de duas áreas sob plantio total, em diferentes contextos de entorno; avaliar o ingresso de espécies e indivíduos em duas áreas sob plantio total; analisar regenerantes de duas áreas sob plantio total; comparar indicadores entre duas áreas sobre plantio total, em diferentes contextos de entorno e com ecossistema de referência; e comparar macronutrientes do solo de duas áreas sob plantio total.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA**

O uso insustentável dos recursos naturais, associado ao desmatamento, há décadas vem produzindo extensas áreas degradadas, inclusive em fragmentos florestais sujeitos a pressões antrópicas (KUNZ; MARTINS, 2014). A substituição das comunidades vegetais autóctones por sistemas agropecuários, áreas urbanas e industriais é um dos fatores que ameaçam a manutenção da floresta e de sua biodiversidade (LINGNER et al, 2015).

Vários ecossistemas possuem um histórico processo de alteração de suas áreas originais decorrente de diferentes ações antrópicas; a perda da cobertura vegetal que acarreta a fragmentação de habitats e consequente impactos na biodiversidade, além de potenciais perdas de processos biológicos e serviços ecossistêmicos (CORREIA et al., 2016). Devido a este histórico de ocupação de terras, caracterizado principalmente pela exploração de espécies madeiráveis e subsequente fragmentação florestal, além da expansão de atividades agropecuárias, as áreas de floresta original foram drasticamente reduzidas (HIGUCHI et al., 2013).

No Brasil, a formação das florestas secundárias é atribuída à expansão da fronteira agrícola, aos projetos de urbanização e industrialização e à mineração (SILVA et al., 2007). A lavoura de cana-de-açúcar é mencionada por Coimbra-Filho; Câmara (1996) como uma causa histórica e contemporânea dentre os vários fatores de degradação no Nordeste; primeiro para a produção de açúcar e, mais recentemente, para a produção de álcool. Durante este processo, apenas áreas consideradas impróprias para a agricultura



foram poupadas pelas empresas e/ou proprietários, padrão comum de uso do solo nas regiões tropicais (CHATELAIN et al., 1996).

As florestas secundárias representam, em muitos casos, o último refúgio da cobertura florestal, por isso, a necessidade do monitoramento de sua resiliência (POLISEL, 2011). Essas florestas têm destacada importância, principalmente nos biomas ameaçados, onde trechos pouco perturbados se encontram ilhados em meio à paisagem formada por um mosaico de florestas de diferentes idades, entrecortados por centros urbanos, pastos, plantações e outros tipos de uso do solo (SOLÓRZANO et al., 2012). Oliveira et al. (2013) afirmam que nessas regiões podem ser observadas extensas áreas distintas das originais, resultado de séculos de uso e exploração descontrolada dos recursos naturais.

A Floresta Atlântica do Brasil é a segunda maior floresta úmida tropical da América do Sul, cobrindo, inicialmente, 17% do país (JOLY et al., 2014). Atualmente, a floresta Atlântica apresenta 12,4% de sua área original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2020).

A Mata Atlântica também é considerada a segunda maior floresta na região neotropical, outrora cobrindo uma faixa contínua de terra ao longo da costa Atlântica brasileira e porções do Paraguai e da Argentina (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003). É um dos biomas mais ricos em biodiversidade do mundo e é considerada um *hotspot* (FERREIRA et al., 2014). Todavia, a supressão dessa vegetação no passado recente e o uso inadequado dos solos têm gerado ecossistemas perturbados e tendência inercial à degradação, ou seja, empobrecimento paulatino dos ecossistemas, mesmo com taxas de uso mínimo (MIRANDA et al., 2011).

A falta de planejamento em ocupação de terra associada a práticas de manejo inadequadas leva à degradação (FRAGOSO et al., 2016). Assim, a conservação da biodiversidade regional é, sem dúvida, um dos maiores obstáculos a ser superado neste século, isso em razão do elevado nível de perturbações pela ação humana, aos quais estão expostos os ecossistemas naturais (BOSA et al., 2015). Costa-Junior et al. (2008) afirmam que, para a conservação das formações florestais, é importante, antes de qualquer plano de ação, conhecer a composição e estrutura dos remanescentes.

Considerando que estes fatores estão diretamente relacionados aos efeitos da atividade humana sobre os processos ecológicos que geram a dinâmica da floresta, como a dispersão de sementes, a brotação, o recrutamento de mudas, o estabelecimento de plântulas e o crescimento de plantas (MILENE et al., 2012); para reverter o contexto da degradação, Brancalion; Gandolfi; Rodrigues (2015) citam a restauração de ecossistemas

florestais para induzir o processo de recuperação, que se fundamenta na adoção de intervenções humanas intencionais de recuperação para desencadear, facilitar ou acelerar a sucessão ecológica, que opera antes, durante e após essas intervenções de recuperação.

## 2.2. SUCESSÃO ECOLÓGICA E RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Inicialmente as atividades de restauração eram realizadas buscando-se apenas a reconstrução de uma fisionomia florestal, tendo em vista a falta de informação e, conseqüentemente, a legislação que possibilitava tais iniciativas, em que estabelecia por objetivo “o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando a obtenção de uma estabilidade do meio ambiente” (BRASIL, 1989).

Com o passar do tempo, observou-se que mudanças na metodologia eram necessárias para que as florestas restauradas pudessem estabelecer-se (SAMPAIO et al., 2012). E, a restauração passou a tratar-se de restabelecer florestas que sejam capazes de se autopropagarem, ou seja, florestas biologicamente viáveis e que não dependam de intervenções humanas constantes (BRANCALION et al., 2010).

Logo, a restauração buscou o retorno da estabilidade e integridade biológica dos ecossistemas naturais, a fim de permitir a presença de espécies características da área (MARCUIZZO et al., 2013). Miranda Neto et al. (2012a) afirmaram que é necessário a utilização da classificação das espécies em classes sucessionais e quanto ao tipo de síndrome de dispersão, para aumentar o nível de informações sobre a autoecologia das espécies e auxiliar na discussão sobre a dinâmica da sucessão da vegetação a ser estudada em fragmentos florestais e em projetos de restauração.

Por isso, Lima et al. (2012) afirmam que a identidade das espécies e seu comportamento em comunidades vegetais é o começo de todo processo para compreensão de um ecossistema. A compreensão da sucessão ecológica de um fragmento de floresta tropical é importante para tentar entender como as comunidades biológicas estão se regenerando e sobrevivendo em uma paisagem cada vez mais fragmentada (LIMA et al., 2011).

Esse conhecimento é importante para direcionar a restauração para seu objetivo atual de reestabelecer processos ecológicos, que, conforme Rigueira; Mariano-Neto (2013), para um ecossistema ser restaurado não deve apenas ter sua estrutura florestal e um número

determinado de espécies vegetais recuperados, mas também deverá ter seus processos ecológicos, aqueles mantenedores das populações e de suas interações, reestabelecidos. Por isto, é necessário compreender a dinâmica da sucessão florestal, a fim de facilitar o processo de restauração e manejo dessas áreas (CARDOSO-LEITE et al., 2016).

Para Martins et al. (2012), as relações entre fatores fisiográficos e as respostas das espécies arbustivo-arbóreas de diferentes grupos ecológicos mostram quanto a sucessão florestal pode ser variável, tanto em termos de velocidade do processo como de composição florística e estrutura das comunidades dos diferentes estágios. Dessa forma, Pinto et al. (2010) afirmam que as atividades de restauração florestal devem ser pensadas “de modo personalizado” a atender as diferentes condições físicas e bióticas na qual a área que se pretende restaurar esteja inserida.

Leal Filho et al. (2013) citam que a restauração demanda a utilização de diferentes técnicas, envolvendo conhecimentos multidisciplinares, pois, a aplicação de técnicas silviculturais adequadas, baseadas na tipologia de cada tipo de formação florestal, faz com que haja um aproveitamento racional e sobrevivência das florestas (LANA et al., 2013).

As técnicas de restauração de ecossistemas degradados geralmente incluem a eliminação da fonte de distúrbios, intervenções no solo, eliminação ou manejo de espécies invasoras e introdução de espécies desejadas (FONSECA et al., 2017). Neste contexto, as espécies arbóreas brasileiras têm despertado o interesse por demonstrarem comportamentos adaptativos que potencializam sua utilização em áreas até então inóspitas para outras espécies, sendo de grande importância silvicultural e econômica (NASCIMENTO et al, 2011). É desejável também, para a manutenção da biodiversidade regional, que as espécies utilizadas sejam nativas da região (SILVA et al, 2013).

Uma das técnicas utilizadas na restauração ativa é a semeadura direta, que, para Silva et al. (2015), consiste na introdução de sementes de determinadas espécies florestais diretamente no solo da área a ser reflorestada, já a transposição da serapilheira parte do pressuposto de que a serapilheira contém grande parte do banco de sementes de espécies pioneiras, de nutrientes e de matéria orgânica. Outras técnicas de restauração são citadas por Guimarães et al. (2013) como técnicas de nucleação, que aumentam a probabilidade de ocupação do ambiente por outras espécies e permitem a redução dos custos de implantação.

O plantio de mudas é a técnica de recuperação que vem sendo utilizada quando áreas degradadas apresentam sua resiliência comprometida (RESENDE et al., 2015).

Marcuzzo et al. (2015) afirmam que a restauração pode ser acelerada pelo método de plantio de espécies facilitadoras da sucessão natural, em locais onde uma série de barreiras impedem o desenvolvimento desse processo.

Os plantios ajudam a desenvolver dossel, que podem inibir o estrato de plantas herbáceas e melhorar condições de micro-habitat para o estabelecimento de uma maior diversidade de plantas lenhosas, incluindo espécies de estágios sucessionais mais avançados (BUTLER et al., 2008). Essas árvores estabelecidas podem catalisar processos pela atração da fauna dispersora, funcionando como poleiros e fornecendo comida e refúgio (OROZCO-ZAMORA; MONTAGNINI, 2007). Além disso, melhoram o solo, fornecendo matéria orgânica e conseqüentemente proteção para o solo, abrigo para micro-organismos e fornecendo nutrientes para plantas (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Seu principal problema é que apresenta um custo elevado, exigindo um planejamento cuidadoso (SARTORI et al., 2012); e, também, dependendo da execução, a trajetória sucessional da floresta restaurada pode ser alterada, modificando, assim, a composição (HOLL; AIDE, 2011).

A recomposição florestal por meio do plantio requer o emprego de técnicas adequadas, definidas de acordo com avaliações detalhadas do ambiente e tipo de perturbação e o manejo durante e após o plantio contribui para que os esforços empregados na restauração de uma área atinjam seus objetivos (FRAGOSO et al., 2014).

### 2.3. MONITORAMENTO E DINÂMICA FLORESTAL

Apesar dos trabalhos de restauração florestal começarem a ser executados a partir de 1981, só em 1996, foi iniciado o monitoramento com os objetivos de diagnosticar e subsidiar os diversos procedimentos de restauração, também, conhecer a dinâmica dos plantios florestais e da regeneração natural das espécies arbóreas nas mesmas áreas (SALOMÃO et al., 2014).

Avaliar a dinâmica da composição florística é importante ferramenta para monitoramentos no longo prazo, permitindo acompanhar o desenvolvimento da comunidade implantada, a sucessão e estabelecimento ao longo do tempo (RODRIGUES et al., 2010b). Bem como, identificar perturbações e a conseqüente necessidade de interferência por meio de manejo ou replantios (SILVA et al., 2016). Para, finalmente,

chegar a um estado mais próximo possível de uma floresta em equilíbrio e, ainda, subsidiar avanços em pesquisas posteriores (MIRANDA NETO et al., 2014).

Campos; Martins (2016) afirmam que uma vez que o processo de restauração destes ambientes começa, o monitoramento torna-se necessário para verificar se os objetivos propostos foram cumpridos. Também é fundamental para avaliar se os esforços efetuados nos programas de restauração florestal são viáveis (ROCHA et al., 2015).

Determinar aspectos da dinâmica florestal que ocorrem em ecossistemas em processo de restauração após qualquer distúrbio permite avaliar como se comportam sob condições de estresse, com esse conhecimento é possível distinguir processos e definir características relevantes, quais sejam, capacidade autorregenerativa, abundância, distribuição de tamanho, distribuição espacial, grupos ecológicos e padrão de regeneração natural, entre outros (AMARAL et al., 2013).

Chazdon (2012) comenta que a dinâmica florestal não cessa quando uma floresta atinge um estágio tardio de sucessão, mas se desvia em direção a distúrbios localizados (endógenos), como quedas de árvores ou inundações locais que não caracterizam de maneira uniforme todo o conjunto da floresta. Esses distúrbios são frequentes e comuns, paisagens são mosaicos dinâmicos de unidades ou manchas, e a influência antrópica faz parte dos ecossistemas (WU; LOUCKS, 1995; JENTSCH et al., 2002).

Uma consequência de distúrbios, como queda de árvores de dossel, é a formação de clareiras. As clareiras são ambientes em que condições de alta luminosidade promovem altas taxas de crescimento, capazes de promover mudanças não apenas no seu ambiente, mas na floresta circundante (HUNTER et al., 2015; RAY et al., 2005). Clareiras são uma característica proeminente na paisagem da floresta tropical e fundamentais para a dinâmica e distribuição de espécies de florestas tropicais (MOLINO; SEBATER, 2001; BROKAW, 1985).

Na restauração florestal, os conhecimentos ecológicos sobre dinâmica de clareiras se aplicam na seleção de espécies mais adequadas para plantio em diferentes situações de perturbação ou de degradação ambiental (MARTINS et al., 2012); pois, uma porção elevada de espécies tem distribuição preferencial nas camadas do estrato vertical, de acordo com seus modelos arquitetônicos específicos (COSTA et al., 2018).

Compreender a organização espacial e funcional das comunidades florestais em fragmentos remanescentes subsidiam ações de restauração (SÁ et al., 2012). Diante dessa complexidade, considerar uma área restaurada pode ser um problema, sendo necessário

adotar medidas que visem dar suporte às ações de restauração, ponderando as necessidades das comunidades (FERREIRA et al., 2011), por isto, Oliveira (2014) afirma que entender a dinâmica florestal é fundamental para a tentativa de criar modelos que simulem a natureza e permitam sua restauração.

Segundo Dudley et al. (2018), para atingir o sucesso de um projeto de restauração, o monitoramento precisa considerar três elementos chaves: (1) Os fatores que causaram a degradação; (2) as mudanças no ecossistema ocasionadas pela restauração; e (3) as etapas realizadas.

Dessa forma, é imprescindível que se realize o monitoramento da área reflorestada em espaços regulares de tempo, a fim de evitar a ocorrência de imprevistos que possam prejudicar a restauração almejada para determinada área (MIRANDA NETO et al., 2012). Afinal, os sistemas ambientais são dinâmicos e complexos, formados por grande número de elementos interligados, com capacidade de troca de informações com seu ambiente condicionante e capacidade de adaptar sua estrutura interna como consequência das interações entre seus elementos (AUMOND et al., 2012). Isso, também, está diretamente relacionado aos efeitos da atividade humana sobre os processos ecológicos que impulsionam a dinâmica florestal, tais como recrutamento e estabelecimento de plântulas (SILVESTRINI et al., 2012).

Os dados de monitoramento podem ser obtidos a partir de parcelas permanentes, também conhecidos como inventário florestal contínuo, que são necessários para analisar as modificações temporais da floresta (BATISTA et al., 2016). Observando as características individuais de cada tipo de vegetação para a obtenção de resultados confiáveis (OLIVEIRA NETO et al., 2015). O entendimento desses estudos pode, de maneira efetiva, subsidiar ações ou estratégias na conservação, restauração e manejo dos poucos remanescentes de Floresta Atlântica (OLIVEIRA et al., 2011).

#### 2.4. INDICADORES ECOLÓGICOS E ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA

Martins (2013) cita que o sucesso de um projeto de restauração deve ser avaliado por meio de indicadores. Indicadores são variáveis que permitem avaliar o estado de degradação e/ou conservação de um ambiente (RODRIGUES et al. 2013). As análises desses indicadores permitem constatar a ocupação gradual e crescente da área por diversas espécies nativas, considerando a intensidade com que este processo está ocorrendo, a

cobertura que ele está promovendo na área, a alteração da fisionomia vegetal e da diversidade local (NBL, 2013).

A identificação de espécies-chave, por exemplo, aquelas que controlam a estrutura da comunidade devido à sua abundância, distribuição espacial, biomassa, porte ou cobertura e que influenciam a ocorrência das demais espécies associadas, é de fundamental importância para o sucesso da restauração florestal em áreas degradadas (SALOMÃO et al., 2013). A altura do dossel do arboreto é descrita na literatura como um parâmetro importante para caracterizar o estágio de regeneração ou degradação de uma região (ALIXANDRINI-JUNIOR et al., 2016). Enquanto a capacidade produtiva das florestas é decorrente do conteúdo de nutrientes que são transferidos ao solo, sendo a deposição de serapilheira a principal via responsável pela entrada de nutrientes no sistema florestal (DINIZ et al., 2015).

O conhecimento da composição e estrutura da regeneração natural sob comunidades de plantas locais pode ajudar a compreender o papel dos diferentes tipos de vegetação nos processos de recrutamento e estabelecimento de plântulas após distúrbios antropogênicos graves, bem como determinar as técnicas de restauração florestal mais adequadas para áreas semelhantes e podem, também, ser fonte de propágulo (SILVESTRINI et al., 2012).

Paiva et al. (2015) afirmam que informações importantes para ações de restauração vêm do estudo e entendimento da regeneração, tendo em vista que a avaliação momentânea da regeneração natural subsidia a predição da estrutura da floresta adulta (APARICIO et al., 2014). O conhecimento sobre as características florísticas e estruturais da vegetação regeneradora contribui para a compreensão da dinâmica da comunidade e ajuda a prever a direção da sucessão ecológica, melhorando, assim, as práticas de gestão e restauração (ÁVILA et al., 2016).

Silva (2017) também afirma que a avaliação do desempenho ecológico da restauração deve ocorrer por meio da análise de indicadores que possibilitem constatar a ocupação gradual e crescente da área por diversas espécies, que podem ser ecológicos, econômicos ou sociais, dependendo do que se pretende avaliar.

Os indicadores possibilitam a comparação entre áreas em restauração e ecossistemas de referência (CARNAUBA, 2020). Percebe-se que o ecossistema de referência serve de parâmetro para avaliar o sucesso de todo processo, a partir da análise da

trajetória desenvolvida nas áreas restauradas (SER, 2004). Informações sobre ecossistemas auxiliam na definição dos indicadores a serem utilizados (CIELO-FILHO et al., 2013).

Segunda Almeida (2016), os processos na restauração de uma área ocorrem pela comparação com ecossistema de referência ou resultados passados. Balaguer et al. (2014) sugerem focar na identificação e construção de referências históricas adaptadas localmente, usando todas as ferramentas conceituais disponíveis e adequadas, de modo a integrar processos ecológicos e socioculturais latentes e em andamento e valores. Tal comparação permitiria determinar se as áreas em restauração estão dentro da trajetória de recuperação do ecossistema (MIRANDA et al., 2018). Contudo, a ausência ou conhecimento limitado de estados pretéritos, dinâmica do ecossistema e serviços culturais podem ser responsáveis por uma comparação inadequada de referências (BÉRUBÉ et al., 2017; ARONSON et al., 1995).

Por isso, segundo Ruiz-Jaen; Aide (2005), é fundamental que haja áreas de referência para diversas regiões, para que sirvam como referenciais de comparação, pois são uma importante ferramenta para a construção de modelos preditivos das trajetórias sucessionais (SUGANUMA et al., 2013).

Selecionar e usar informações de referência requerem compreensão das causas e funções das variações nos ecossistemas e paisagens (WHITE; WALKER, 1997). Logo, remanescentes florestais mais conservados não devem ser alvo de referências; as possíveis áreas de referência devem estar na mesma paisagem, próximos às áreas em restauração e expostas às mesmas perturbações naturais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; DURIGAN, 2011).

## 2.5. GEOTECNOLOGIAS E ANÁLISES DE PAISAGEM

O uso das geotecnologias é uma ferramenta que possibilita coletar e processar dados de várias fontes para melhorar a compreensão e gestão dos recursos do solo e da paisagem (BARRIENTOS et al., 2011). Rokhmana (2015) afirma que é possível conseguir informações precisas para monitoramento.

Nas aplicações de sensoriamento remoto, os índices de vegetação monitoram e quantificam as condições e distribuições espaciais das vegetações, condensando informações espectrais e discriminando o que é vegetação e não vegetação (LIU, 2015). Os índices de bandas estreitas possuem alta correlação com parâmetros bioquímicos (por



exemplo, concentração de clorofila e água) e biofísicos (por exemplo, índice de vegetação por diferença normalizada), sendo utilizados, portanto, para estimativas desses parâmetros em escalas locais (ZANOTTA et al., 2019).

O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) é indicado para determinar classe de floresta nativa, também, sendo apropriado para áreas de plantio (SILVA et al., 2019a). Existe uma correlação forte e direta entre o NDVI e a diversidade florística (CABACINHA; CASTRO, 2009; AGAREZ et al., 2001). Utilizando NDVI para avaliar a eficácia da restauração em dunas, Zhang et al. (2012) consideraram uma metodologia mais eficiente. Como o NDVI se correlaciona com a cobertura vegetal e biomassa, pode ser usado para monitorar a eficácia e tendências espaciais de processos de recuperação de vegetação (PURRE et al., 2019).

O sensoriamento remoto, combinado com verificação de campo, pode detectar elementos da paisagem que auxiliam na definição das estratégias de restauração e na melhor compreensão de ambos (PEJCHAR et al., 2008). Segundo Vorovencii (2018), quantificar a fragmentação dentro e fora da área de interesse representa atividade que deve ser realizada continuamente para identificar o estado da floresta e adotar medidas para reduzir a fragmentação florestal.

Considerando que a restauração é impulsionada por processos de colonização e características abióticas da área, esses podem ser significativamente alterados pela fragmentação florestal (KUPFER et al., 2006). Para que a dispersão promova recrutamento dos regenerantes, é necessário existir fonte de propágulos, agentes dispersores (bióticos ou abióticos) e local adequado para germinação e estabelecimento. Por isso, quando se “cria” ou se “otimiza” uma comunidade, removendo fatores de degradação e fonte inibidoras da regeneração, é necessário que, na paisagem, exista fonte de propágulos e agentes dispersores oriundos de fragmentos florestais.

A escassez de informações disponíveis sobre a matriz da paisagem dos trabalhos voltados para áreas em restauração torna difícil as comparações, porém é provável que a recuperação da riqueza seja devido à proximidade de fontes de propágulos (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Segundo Tavernia et al. (2016), a sucessão inicial de florestas, frequentemente, ocorre na borda de manchas adjacentes a florestas estabelecidas. Em geral, a dispersão de sementes diminui com distância (MUÑIZ-CASTRO et al., 2006). Todavia, existem vários fatores que podem favorecer ou inibir o recrutamento, Nogueira e Rocha (2016) afirmam

que a família Araneae, em comunidades de aranhas, são ricas e diversificadas em fragmentos e apresentam boa capacidade de dispersão de sementes. Enquanto, Chen et al. (2019) e Cui et al. (2018) afirmam que a presença de rodovias atua como barreiras para dispersão por roedores.

Estudando a diminuição de florestas e a fragmentação, Echeverria et al. (2008) sugerem que a fragmentação está associada à observação local como atividades socioeconômicas (pastagens e lavouras) e exploração florestal. Existem vários fatores que afetam a persistência de florestas em regeneração dentro de paisagens tropicais: topografia, acesso viário, proximidade a zonas urbanas etc. (CRK et al., 2009). E as trajetórias de regeneração e taxas de alteração dependem muito da paisagem circundante (CHADZON, 2012).

A limitação de sementes pode ser particularmente forte para espécies zoocóricas de sementes grandes, uma vez que são frequentemente os últimos a regressar às florestas (CHUA et al., 2013). Sua ausência das florestas pode alterar não apenas a composição da floresta, mas também a estrutura da floresta e função (SANGSUPAN et al., 2018). Além disso, o fracasso de algumas espécies de árvores em regenerar pode aumentar o risco de extirpação regional ou mesmo extinção (WOTTON; KELLY, 2011). Por razões como estas, as ações de restauração devem focar em conectar fragmentos (HOOFTMAN et al., 2004, OZINGA et al., 2009).

Como a estrutura da paisagem controla o fluxo de sementes e afeta a capacidade de dispersão da planta, influenciando potencialmente a composição e estrutura de fragmentos florestais (JESUS et al., 2012); as métricas de paisagem são bons critérios para avaliar estrutura florestal em termos de adequação às funções florestais, apesar das relações entre estrutura, paisagem e serviço que as pessoas exigem da floresta geralmente não serem tão claras (ZENGIN; DEGERMENCI; BETTINGER, 2018).

Dentre as métricas que possibilitam uma melhor compreensão dos processos ecológicos e ecossistêmicos do ambiente destacam-se (LANG; BLASCHKE, 2009):

- Área: diz respeito a qualidade de uma mancha ou de uma classe;
- Área-núcleo: do ponto de vista da ecologia animal, serve para o registro de espaços interiores do habitat ecologicamente efetivo para espécies sensíveis às bordas;
- Borda: o comprimento da borda corresponde ao perímetro, é equiparada com a riqueza estrutural, também pode significar retalhamento;
- Índices de formas: caracteriza o desvio de uma mancha da forma otimizada de um círculo;

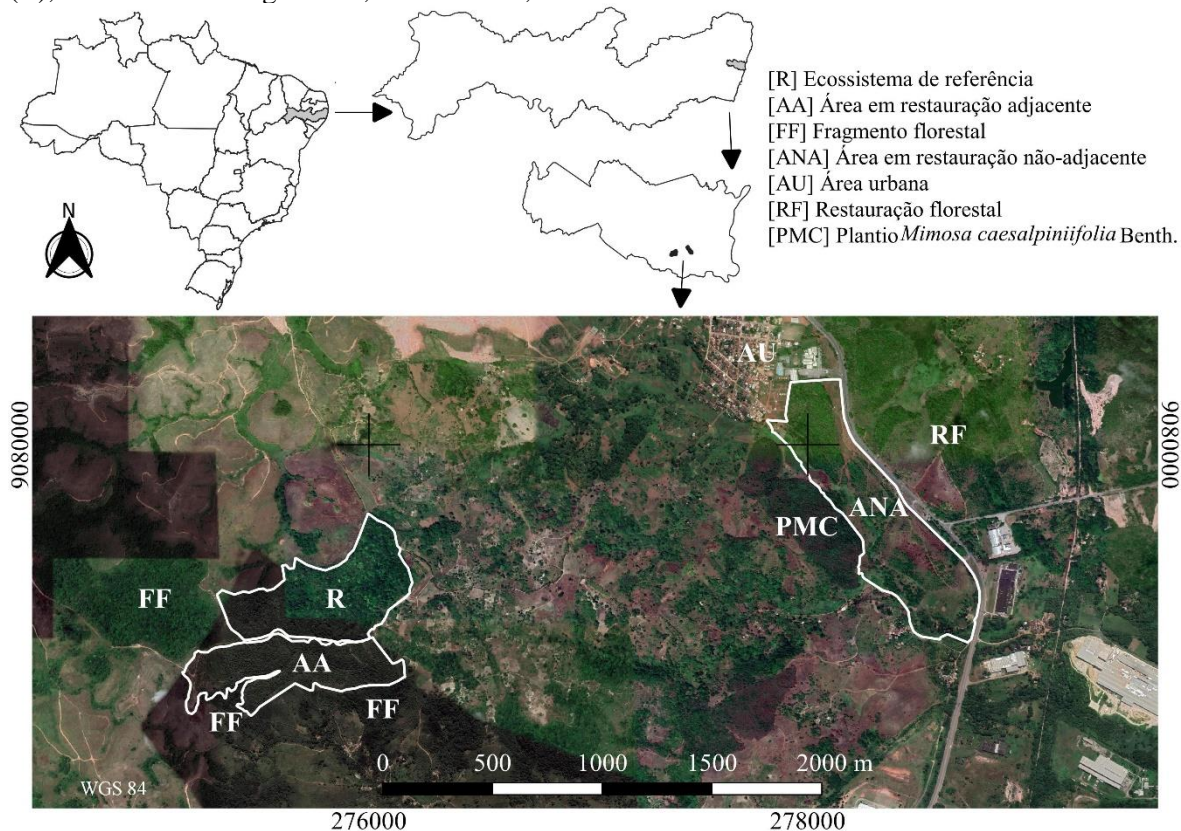
- Retalhamento: refere-se ao efeito divisor de estruturas antrópicas lineares sobre as relações ecológicas existentes em setores da paisagem que anteriormente eram conectados;
- Índice de contágio: descreve até que ponto células (de mesma classe) ocorrem espacialmente agregadas, dependem da resolução e do número de classes; e
- Índice de proximidade: mede o grau de isolamento de manchas.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em duas áreas em processo de restauração florestal (ANA - área não adjacente e AA - área adjacente), anteriormente, utilizadas para cultivo de cana-de-açúcar, e em um fragmento florestal considerado como ecossistema de referência (R), localizados no município do Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco-Brasil (Figura 1).

**Figura 1.** Localização geográfica das áreas em restauração (ANA e AA) e do fragmento florestal (R), Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, Brasil.



A classificação do clima é do tipo As (clima quente e chuvoso), de acordo com Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 25,1°C, e a pluviosidade anual de 1.991 mm (ALVARES et al., 2013). A vegetação original é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 2012). O solo em AA e R é classificado como Argissolo Vermelho e em ANA é, predominantemente, Nitossolo Vermelho, porém apresenta Gleissolo Háptico (SANTOS et al., 2018).

A área denominada ANA apresenta 40,6 ha e encontra-se circundada por uma área urbana, um plantio abandonado de *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. e uma via estadual que apresenta outra área em restauração a outra margem, seu epicentro está à 2 (dois) km de distância do ecossistema de referência (R), no sentido sudoeste (08°19'10,77" S e 35°00'48,39" O); a AA apresenta 21,2 ha e apresenta nas suas adjacências quatro fragmentos florestais, incluindo R, que, somados, apresentam aproximadamente 60 ha (08°19'35,96" S e 35°02'11,66" O); R apresenta 26,5 ha e representa um típico fragmento florestal da paisagem e foi escolhido como ecossistema de referência pela proximidade com ANA e AA (08°19'27,03" S e 35°02'07,34" W). A matriz da paisagem é agropecuária.

A técnica de restauração utilizada nas duas áreas (ANA e AA) foi o plantio total com espécies nativas, sendo 50 % de espécies pioneiras e secundárias iniciais e 50 % de espécies secundárias tardias e não classificadas. O plantio foi realizado em janeiro de 2012, utilizando o espaçamento 3 x 2m, ou seja, 1.667 mudas/ha. Salienta-se que as vias de acesso foram todas cercadas e foi realizada irrigação, quando necessária, adubações de fundação e de cobertura e, trimestralmente, foram realizados coroamento, roço rebaixado, aceiramento e controle de formigas cortadeiras até janeiro de 2017.

### 3.2. COLETA DOS DADOS

Para classificação e análise da paisagem, executou-se um buffer de 1 (um) km, considerando que as áreas estão a cerca de 2 (dois) km de distância, evitando sobreposição. Com a geração do buffer, a paisagem de ANA apresenta 682,02 ha e AA, 571,77 ha.

As imagens utilizadas foram da plataforma orbital RapidEye (Tabela 1), de cena 2535205, as que datam 03/12/2011 e 08/09/2015 foram obtidas gratuitamente pelo Geo Catálogo do Ministério do Meio Ambiente (MMA), além dessas, foi adquirida outra com data de 10/09/2019.

**Tabela 1.** Características técnicas gerais dos satélites RapidEye.

Características	Informações
Número de satélites	5
Tamanho do pixel no terreno	5 m
Espaçamento do pixel	6,5 m no nadir
Órbita	Heliossíncrona com 630 km de altitude
Tipo do sensor	Imageador multiespectral pushbroom
Bandas espectrais	Blue (1), Green (2), Red (3), Red-Edge (4), NIR (5)
Datum horizontal	WGS84

Fonte: Antunes; Siqueira (2013).

Os dados de campo foram coletados entre setembro e dezembro de 2017, para AA, ANA e R, e entre setembro e dezembro de 2019, para AA e ANA. Para isto, foram distribuídas aleatoriamente 60 parcelas de 250 m<sup>2</sup> (10 x 25 m), alocando 20 parcelas em cada área, sendo permanentes para as áreas em restauração e temporárias para o fragmento de referência, e todos os indivíduos arbóreos com Circunferência à Altura do Peito (CAP)  $\geq 15$  cm foram mensurados e numerados com plaquetas de alumínio.

Para avaliação da regeneração natural, foram instaladas subparcelas de 25 m<sup>2</sup> (5 x 5 m) no vértice superior esquerdo de cada parcela. Os regenerantes foram agrupados em três classes de altura (H): classe 1 = indivíduos com  $1,0 \leq H \leq 2,0$  m; classe 2 = indivíduos com  $2,0 < H \leq 3,0$  m; e classe 3 = indivíduos com  $H > 3,0$  m e  $CAP < 15,0$  cm (MARANGON et al., 2008).

As espécies que não foram identificadas por meio da literatura especializada, foram levadas para especialistas do Herbário Dárdano de Andrade Lima, do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), onde o material fértil foi depositado. O sistema de classificação adotado foi o Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016) e, para confirmação dos autores e dos nomes científicos, consultou-se a Lista de Espécies da Flora do Brasil (JBRJ, 2017). As espécies de outras tipologias, que não da Mata Atlântica, foram consideradas exóticas regionais e as que não constavam na “Flora do Brasil”, como exóticas. Depois de identificadas, as espécies foram classificadas quanto ao grupo ecológico (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e sem caracterização), adaptação de Gandolfi et al. (1995); bem como, quanto a síndrome de dispersão dos diásporos, classificadas em espécies zoocóricas, anemocóricas ou autocóricas, baseado em Pijl (1982).

Para abertura do dossel, utilizaram-se fotografias hemisféricas, obtidas com lente de 8 mm do tipo “fisheye”, com abertura de 180°, fazendo fotografias de 2 megapixels, em nível. As imagens foram tiradas no centro de cada parcela com a parte superior da câmera

na direção do norte a 1 m do solo, posteriormente, calculou-se a porcentagem de abertura do dossel com o auxílio do Software Gap Light Analyzer (SCHNITZLER; CLOSSET, 2003).

A deposição de serapilheira sobre o solo foi estimada com o auxílio de um gabarito de 25 cm<sup>2</sup>, lançado, aleatoriamente, em cinco pontos dentro de cada parcela, no qual foi coletada toda serapilheira (folhas, ramos, frutos e flores). Em seguida, o material foi colocado em sacos plásticos, numerado e levado ao Laboratório de Dendrologia da UFRPE para triagem, retirando resíduos de solo que porventura estivessem misturados à amostra e, em seguida, foi transferido para sacos de papel e levado para secar na estufa a 70°C, durante 48 horas. Posteriormente, o material foi pesado em balança analítica de precisão até atingir peso constante.

A coleta de solo foi realizada em dezembro de 2017, para AA, ANA e R, e novamente em novembro de 2019, para AA e ANA, foram sorteadas cinco parcelas entre as 20 utilizadas para avaliar os parâmetros florestais. Em cada uma das cinco parcelas sorteadas, foi realizada uma amostra composta, a partir de cinco pontos de coleta, sendo um em cada vértice e um no centro, na profundidade de 0-10 cm.

### 3.3. ANÁLISE DOS DADOS

Imagens do RapidEye 3A já são ortorretificadas, dessa forma, realizou-se georreferenciamento utilizando o plugin “Georreferenciador” do QGIS 3.10 (QGIS Development Team, 2020). Quanto às correções atmosféricas, realizou-se a conversão dos números digitais (DN) para reflectância no topo da atmosfera (TOA), por meio da calculadora raster, utilizando a seguinte equação:

$$REF_{(i)} = (DN_{(i)} * 0,01) * ((\pi * SunDist^2) / (EIA_{(i)} * \cos(ZenithSolar))) \quad (1)$$

Em que: REF é a reflectância solar; i são as bandas; 0,01 é o fator de escala radiométrica; SunDist é a distância Terra-Sol; EIA é o eixo de irradiância atmosférica; e ZenithSolar é o ângulo calculado por 90° menos a elevação solar.

Para conversão em reflectância de superfície (BOA), foi utilizado o modelo transferência radioativa 6S (Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum) (VERMOTE et al. 1997), adaptado por Antunes et al. (2014) para imagens RapidEye, com o módulo “i.atcorr” do QGIS with GRASS 3.10 (QGIS Development Team, 2020).

**Tabela 2.** Parâmetros de ajuste no 6S para correção atmosférica.

Itens	2011	2015	2019
Correção geométrica	13	13	13
Mês Dia Hora	12 3 11,547222	9 8 10,250556	9 10 12,115278
Long/Lat	35.18445 -8.35371	35.07037 -8.35371	35.025095 -8.322015
Modelo atmosférico	Tropical	Tropical	Tropical
Modelo de aerossóis	Continental	Continental	Continental
Visibilidade	0	0	0
Altitude	-0,07	-0,07	-0,07
Local do sensor	-1000	-1000	-1000
Bandas espectrais	88 - 92	88 - 92	88 - 92

As imagens foram submetidas à classificação supervisionada por Máxima Verossimilhança, utilizando as bandas 5, 4 e 3 (infravermelho próximo, red edge e vermelho) com auxílio do QGIS 3.10 e do complemento “Semi-Automatic Classification Plugin-SCP” (QGIS Development Team, 2020). Para isso, o entorno das áreas em restauração foi separado em classes quanto ao uso/cobertura da terra, sendo de: Floresta – referente às formações florestais; Agropecuária - áreas com culturas anuais em diversos estágios de desenvolvimento, áreas em preparo para plantio e com culturas, em fase de germinação e áreas de criação de animais para o consumo humano ou para o fornecimento de matérias-primas; Solo Exposto – áreas desprotegidas sem nenhuma cobertura; Corpos d’água – rios, córregos, lagoas e represas; e Área urbana - benfeitorias rurais e áreas urbanas, conforme proposto no Manual Técnico de Usos da Terra (IBGE, 2012). A confiabilidade da classificação foi realizada pelo coeficiente de *Kappa*, que varia de -1 a 1, em que Landis; Koch (1977) consideram a qualidade da classificação a partir da Tabela 3.

**Tabela 3.** Qualidade da classificação de uso e cobertura segundo intervalos do coeficiente *Kappa*.

Valor do <i>Kappa</i>	Qualidade da classificação
< 0,0	Péssima
0,00 - 0,200	Ruim
0,200 - 0,40	Razoável
0,40 - 0,60	Boa
0,60 - 0,80	Muito boa
0,80 - 1,00	Excelente

Utilizando o software QGIS 3.10 e o complemento “Landscape Ecology Statistics-LecoS”, foram calculadas as métricas para as classes Floresta, Agropecuária, Solo exposto, Corpos d’água e Áreas urbanas (QGIS Development Team, 2020). A classe Floresta foi subdividida em classes de tamanho, conforme Juvanhol et al. (2011), sendo considerados:

“muito pequeno” aqueles fragmentos  $< 5$  ha, “pequenos” aqueles entre  $5 \geq 10$  ha, “médios” entre  $10 > 100$  ha e “grandes”  $\geq 100$  ha. Em que foram geradas métricas de área (área, proporção de área e área média), borda (perímetro), núcleo (-10m), heterogeneidade (nº de manchas), de forma (índice de dimensão fractal-IDF), de vizinhança (adjacências-ADJ) e de fragmentação (índice de retalhamento-IR).

O Índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI, para as áreas em restauração, foi realizado com auxílio da calculadora raster do QGIS 3.10 (QGIS Development Team, 2020). A expressão utilizada para o cálculo do NDVI foi:  $NDVI = (NIR-Red)/(NIR+Red)$  (ROUSE et al., 1974). Em que, NIR representa o infravermelho próximo e Red, fluxo de radiância refletido no vermelho.

As rotas de dispersão para determinar abrangência de dispersão das áreas núcleo (-30m) foram obtidas com auxílio do QGIS with GRASS 3.10 e do complemento “BioDispersal” (QGIS Development Team, 2020). Esta análise é baseada no conceito de rede ecológica, com objetivo de preservação e restauração da continuidade ecológica, em que, para cada classe (Floresta, Agropecuária etc.), é possível identificar corredores/continuidades que os conectam por meio da permeabilidade do ambiente, por exemplo, para veados, um ambiente florestal é muito permeável, enquanto agropastoris são moderadamente permeáveis e áreas urbana são impermeáveis, sendo possível estimar prováveis rotas de migração (CHAILLOUX; AMSALLEM, 2020). Assim, para este trabalho, utilizou-se o mesmo princípio para analisar prováveis rotas de dispersão baseadas nas áreas núcleo (-30m) dos fragmentos, calculando-se a probabilidade de movimentação de animais partindo das áreas núcleo.

Para a análise da composição de espécies, efetuou-se a análise exploratória utilizando o Principal Coordinate Analysis (PCoA), pela da distância de Chao-Sorenson, bem como o Diagrama de Venn. As significâncias dos grupos foram aferidas pela Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), a partir de 999 permutações ( $\alpha=0,01$ ). As distâncias de Chao-Sorenson e a matriz de dissimilaridade foram calculadas pelas funções “vegdist”, “adonis” e “betadisper”, respectivamente, do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2017). Além disso, padroniza o escalonamento no resultado, de modo que as configurações são mais fáceis de interpretar e adiciona pontuações de espécies à ordenação do local (OKSANEN et al., 2017).

Para análise da diversidade, foi calculado o exponencial da riqueza (ordem:  $q = 0$ ), entropia da diversidade de Shannon (ordem:  $q = 1$ ) e o inverso da diversidade de Simpson



(ordem:  $q = 2$ ) (CHAO et al., 2014). Este procedimento foi realizado com o auxílio das funções do pacote “iNEXT”, do ambiente R (iNterpolation/EXTrapolation), que fornece funções para traçar as curvas de diversidade de espécies por interpolação e extrapolação (HSIEH et al., 2016). Toda manipulação estatística dos dados e construção dos gráficos foram realizadas com o auxílio do ambiente R versão 3.4.0 (R Development Core Team, 2020).

O índice de dissimilaridade de Rao, com a função “Rao” do R (DE BELLO et al., 2010), estima a dissimilaridade das síndromes de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica) por parcela, utilizando a distância de Gower (LEPS et al., 2006); e seus dados transformados em caracteres binários (0 = ausência; 1 = presença) (MAECHLER et al., 2019).

A densidade absoluta dos indivíduos arbustivos e arbóreos foi calculada pelo software Mata Nativa 4. As diferenças de média sobre os parâmetros densidade absoluta, área basal, abertura do dossel, serapilheira acumulada, macro nutrientes do solo e NDVI – com mil pixels selecionados aleatoriamente para as áreas em restauração e dez mil pixels para as paisagens –, em cada área, foi verificada a partir do teste Tukey ( $p < 0,05$ ). No teste, utilizou-se o argumento “paired = TRUE”, na função “TukeyHSD” (R Development Core Team, 2020), considerado apropriado para resultado de amostras dependentes.

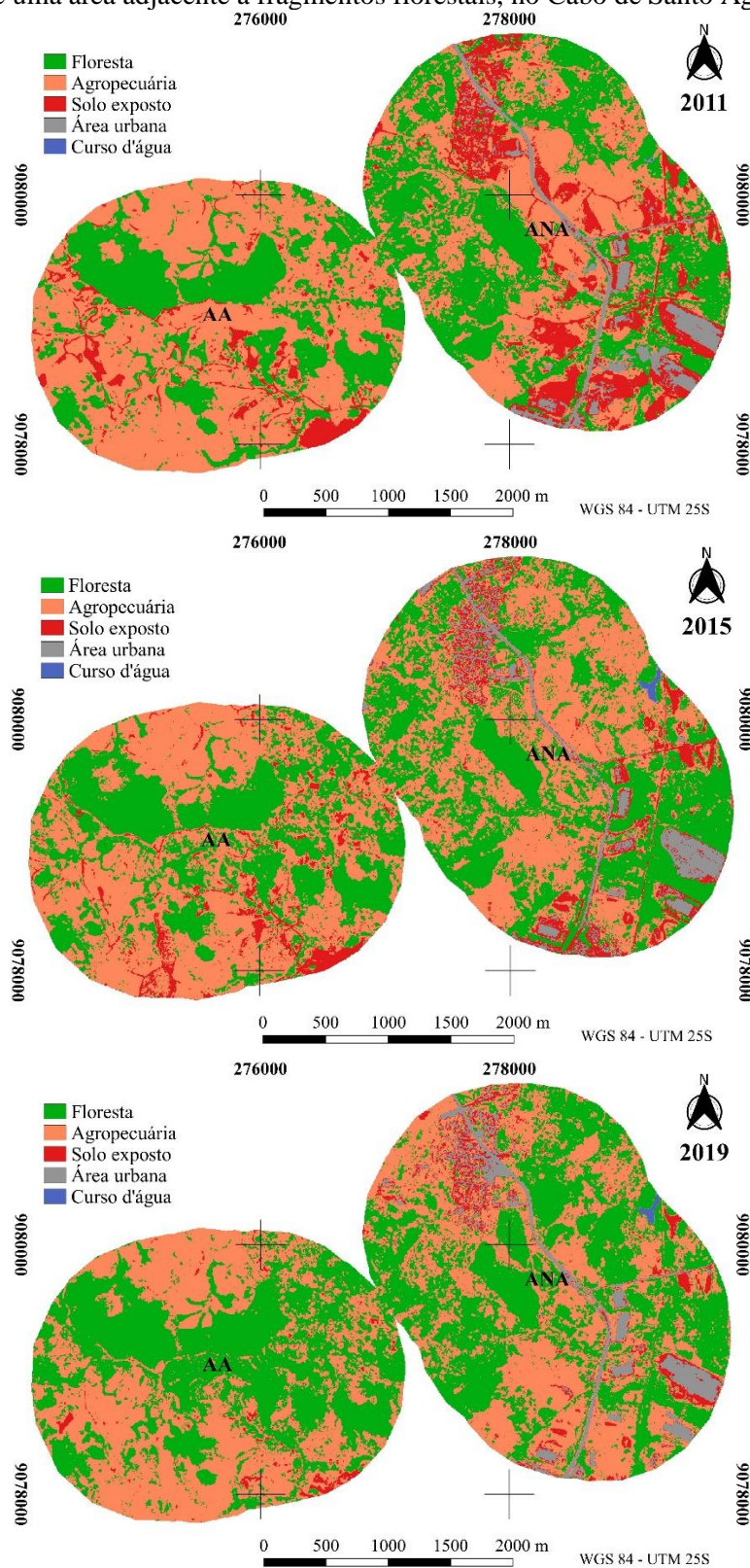
Quanto ao solo, as análises de carbono (C) e matéria orgânica (MO) foram realizadas conforme Embrapa (2011); enquanto, pH ( $\text{CaCl}_2$ ), nitrogênio-N (digestão sulfúrica), fósforo-P (resina), potássio-K (resina), cálcio-Ca (resina) e magnésio-Mg (resina) foram realizadas conforme Camargo et al. (2009).

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1. USO E COBERTURA DO SOLO**

As classes presentes em ambos os entornos são: “Floresta”, “Agropecuária” e “Solo exposto”, já “Área urbana” e “Curso d’água”, encontram-se apenas em ANA (Figura 2). Estudos em séries temporais apontam para a redução de florestas (FONSÊCA et al., 2019; SANTOS et al., 2017; SILVA et al., 2013), é notório o desenvolvimento arbóreo em AA e ANA ao longo do tempo, sendo possível observar que não só as áreas em restauração, mas também o entorno das áreas em restauração está em processo de mudança.

**Figura 2.** Classificação supervisionada por Máxima verossimilhança, utilizando imagens do satélite RapidEye e bandas R5G4B3, do entorno de duas áreas em processo de restauração floresta em 2011 (anterior ao plantio) (A), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



Com relação ao coeficiente de Kappa, segundo Landis; Koch (1977), com exceção da classe agropecuária em ANA, no ano de 2019, que foi classificada como “muito boa”, as demais foram classificadas como “excelente” (Tabela 4). Estudando classificação de vegetação urbana, Tigges; Lakes; Hostert (2013) afirmam que imagens do RapidEye apresentam bons resultados na classificação de árvores.

**Tabela 4.** Kappa e métricas das classes encontradas no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal em 2011, 2015 e 2019, em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente, no Cabo de Santo Agostinho, PE.

Área/ Ano	Classe	Kappa	Área (ha)	Porc. (%)	Per. (km)	NM	ADJ	IR	IDF
ANA 2011	Floresta	1,00	258,2	37,8	231,7	871	0,798	34	1,070
	Agropecuária	0,88	265,9	39,0	305,6	1332	0,749	49	1,083
	Solo exposto	0,97	113,0	16,6	147,8	751	0,719	417	1,075
	Área urbana	1,00	45,1	6,6	61,7	484	0,708	1.156	1,066
	Corpo d'água	1,00	0,1	0,9	0,2	3	0,352	1.970.526	1,117
ANA 2015	Floresta	0,99	285,4	41,8	293,4	1435	0,772	48	1,076
	Agropecuária	0,98	294,4	43,1	353,4	1372	0,739	17	1,079
	Solo exposto	0,83	54,5	8,0	144,8	1211	0,501	6.463	1,086
	Área urbana	0,99	46,6	6,8	95,6	1054	0,592	1.773	1,069
	Curso d'água	1,00	1,5	0,2	1,1	1	0,830	209.021	1,171
ANA 2019	Floresta	1,00	298,5	43,7	271,7	1413	0,796	23	1,068
	Agropecuária	0,79	299,3	43,9	351,3	1045	0,744	45	1,085
	Solo exposto	0,90	35,2	5,2	107,0	1201	0,450	12.295	1,079
	Área urbana	0,99	48,0	7,0	69,6	528	0,693	1.049	1,073
	Curso d'água	1,00	1,3	0,2	1,0	2	0,830	285.253	1,076
AA 2011	Floresta	1,00	186,7	32,6	117,9	518	0,854	105	1,079
	Agropecuária	1,00	346,8	60,7	176,6	190	0,880	3	1,068
	Solo exposto	0,99	38,3	6,7	65,4	479	0,648	3.624	1,091
AA 2015	Floresta	0,99	224,1	39,2	187,0	875	0,811	23	1,077
	Agropecuária	0,91	312,6	54,7	257,8	485	0,813	7	1,071
	Solo exposto	1,00	35,3	6,2	76,8	799	0,572	6.424	1,072
AA 2019	Floresta	1,00	277,8	48,6	199,52	849	0,835	6	1,068
	Agropecuária	0,91	285,8	50,0	218,79	597	0,825	11	1,068
	Solo exposto	0,92	8,2	1,4	18,21	219	0,565	63.044	1,067

Porc.: porcentagem; Per.: perímetro; NM: número de manchas; ADJ.: adjacências; IR: índice de retalhamento; IDF: índice de dimensão fractal; e RMF: Média da relação mancha e forma.

Apesar da qualidade citada, é importante considerar que, nas paisagens locais, existem manchas classificadas como florestas que representam sítios com presença de espécies arbóreas exóticas, como: *Mangifera indica* L., *Syzygium cumini* L., *Elaeis guianensis* Jacq., *Artocarpus heterophyllus* Lam., *Syzygium jambos* (L.) Auston, *Mimosa*

*caesalpiniiifolia* Benth., dentre outras. Outra informação relevante é que, em consequência dos vários tipos de telhados e de solos, as classes “Solo exposto” e “Área urbana” também podem apresentar alguma incoerência.

Ressalta-se, também, que o plantio de *M. caesalpiniiifolia* presente na paisagem de ANA foi incluído na classe de floresta, tendo em vista que está abandonado e atualmente apresenta ocorrência de pioneiras como *Cecropia* sp., *Tapirira guianenses* Aubl. e *Miconia* sp., atua como corredor ecológico e otimiza a acurácia da classificação.

Com relação à matriz de paisagem, Moreira et al. (2018) estudando a paisagem do município de Goiana-PE, localizada a menos de 100 km de distância da área em estudo, observaram que a matriz adjacente é predominantemente agrícola. Sendo esperado que a matriz local também fosse de classe relacionada, ou seja, agropecuária.

Pondera-se que Silva et al. (2016), estudando mudanças de uso do solo em Floresta Atlântica, entre 1985 e 2011, observaram que a pastagem degradada representou a classe de uso da terra com maior redução na área: -15,81%, sendo a classe que contribuiu com mais de 70% para novas áreas de cobertura florestal, indicando que a classe agropecuária apresenta maior potencial de conversão em florestas do que as áreas urbanas.

Isso foi observado em AA, pois, proporcionalmente, apresentou 12% de contribuição da classe agropecuária para florestas e 4% de solo exposto, porém, em ANA, observou-se que apenas a classe solo exposto contribuiu para formação de florestas. Normalmente, apenas ambientes sob restauração ou plantios florestais que têm apresentado aumento dessa classe (BRITES et al., 2013; MARCHESAN et al., 2012). Considerando que ANA apresentou aumento de apenas 6% em relação a paisagem, evidencia-se aqui a importância do posicionamento estratégico na execução de áreas em restauração, a fim de otimizar seu efeito na paisagem.

De modo geral, a paisagem de AA apresentou um aumento de 91,1 ha de floresta. Ressalta-se que a área de plantio é de apenas 21,2 ha, ou seja, houve uma contribuição do entorno em 70 ha; e, na ANA, notou-se um aumento de 40,37 ha, porém, somando a área de plantio em estudo com a outra área de plantio oposta, foram plantados aproximadamente 95 ha, logo, essas áreas podem estar apresentando um reestabelecimento mais lento, mesmo que, aparentemente, tenha ocorrido fragmentação ao norte de ANA, entre 2011 e 2015, e, ao leste, entre 2015 e 2019, reduzindo parte da cobertura florestal ao entorno de ANA.

Analisando a distribuição espacial de todos os remanescentes de Floresta Atlântica no Brasil, Ribeiro et al. (2009) observaram que 83,4% dos fragmentos remanescentes apresentam menos de 50 ha (204.469 fragmentos). Logo, plantios de restauração estratégicos podem diminuir a fragmentação em menos de uma década.

Com relação ao perímetro, comparando AA com ANA a cada período, observa-se que AA apresenta maior perímetro proporcional, indicando formas geométricas mais irregulares, isso deve ter ocorrido em consequência da presença de clareiras, porém, é provável que seja apenas consequência de apresentar maior tamanho em área.

Apesar do aumento proporcional de florestas ser mais acentuado para AA, Barzan et al. (2015) citam que corredores aumentam a conectividade funcional entre remanescentes, é um benefício para espécies dependentes da floresta, aumentando a mobilidade dos indivíduos entre fragmentos. Segundo Perkl (2016), a conectividade enfatiza a importância de conectar áreas para que funcionem como sistemas maiores, ao invés de unidades isoladas. É crucial para muitos processos ecológicos, incluindo dispersão, fluxo gênico, resgate demográfico e movimento em resposta às mudanças climáticas (MCRAE et al., 2012).

Em ambas paisagens, houve um aumento no número de fragmentos (NM) de 2011 para 2015, com redução em 2019, indicando que houve um crescimento desuniforme nas áreas de plantio no primeiro intervalo, em consequência dos grupos ecológicos e variações locais. Dessa forma, é necessário continuar o monitoramento para constatar o provável processo de sucessão natural nas clareiras.

Com relação ao índice de retalhamento (IR), aumentou para classe floresta no primeiro intervalo, diminuiu para classe agropecuária, com diminuição do retalhamento da floresta no segundo intervalo e aumento da agropecuária, sugerindo relação entre as respectivas classes no que diz respeito à fragmentação. De todo modo, AA apresentou uma paisagem mais fragmentada em 2011, porém menos fragmentada em 2015 e em 2019.

As adjacências de ambas as paisagens demonstram redução no primeiro intervalo e aumento no segundo, considerando que quanto maior a adjacência mais densa e agregada é a classe, AA manteve-se mais agregada do que ANA. Estudando os efeitos da composição da paisagem e da configuração da floresta nativa de carvalho sobre ninhos de cavidades do norte da África, Touihri; Charfi; Villard (2017) observaram que a ocorrência de *Dendrocopos minor* aumenta com a proximidade entre fragmentos.

O índice de dimensão fractal-IDF mede o grau de complexidade/irregularidade da classe, mas sem mudança expressiva na classe “floresta”. Estudando a população de *Leptailurus serval*, Ramesh, Kalle; Downs (2015) observaram que a visitação declina com o aumento da complexidade das formas de manchas das classes “floresta”, “agropecuária” e “cursos d’água”. Comparando a complexidade das classes “floresta” e “agropecuária” de AA e ANA, nota-se que apresentam valores similares no contexto geral, logo, a possibilidade de visitação por determinados animais é similar, se considerada apenas a complexidade como variável.

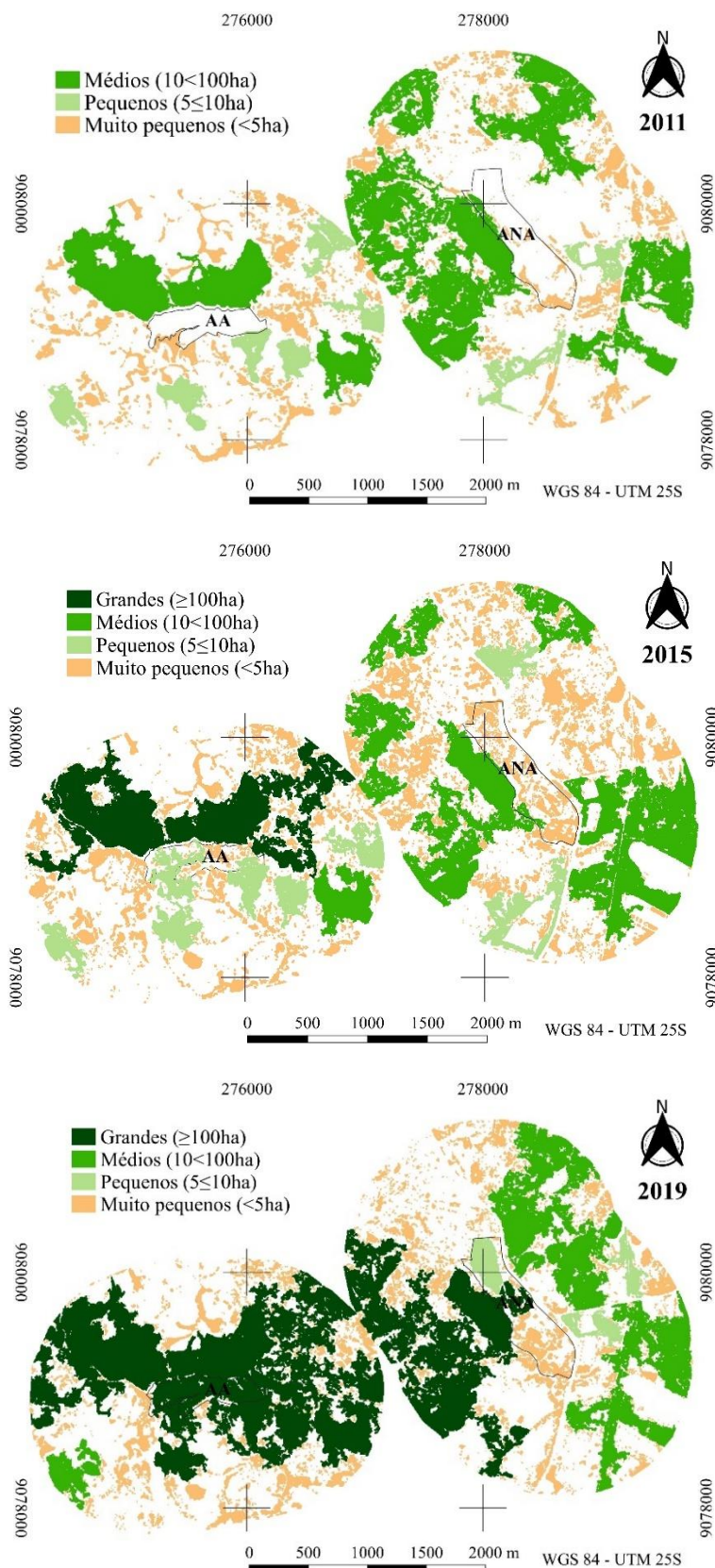
#### 4.2. CLASSES E MÉTRICAS DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

Analisando a Figura 3A, ambas as paisagens apresentavam fragmentos “muito pequenos”, “pequenos” e “médios”. Todavia, nas Figuras 3B e 3C, observa-se que, desde 2015, AA formou um fragmento “grande”, enquanto ANA, apenas pela contribuição da área de plantio, conseguiu agregar fragmentos e formar um fragmento “grande” em 2019. Observando a Figura 3C, fica clara a importância de fragmentos adjacentes em que AA não conseguiu apenas unir os quatro fragmentos adjacentes, como também outros a estes.

Majumdar; Datta (2016) observaram que a maioria dos parâmetros de diversidade e estrutura demonstraram significância estatística em relação positiva com o tamanho do fragmento. Estudando relações entre diversidade florística, estrutura florestal e métricas da paisagem de fragmentos no cerrado, Cabacinha; Castro (2009) comentam que a forma e o tamanho da área podem explicar a diversidade florística de fragmentos florestais. Por isso que, comparando riqueza de formigas entre florestas, Achury; Suarez (2018) encontraram maior diversidade nas maiores manchas florestais. E, estudando a dinâmica de epífitas em fragmentos florestais na Amazônia, Zartman; Nascimento (2006) afirmam que a permanência de epífitas em comunidades florestais dependem de fragmentos com pelo menos 100 ha. Touihri; Charfi; Villard (2017) observaram que a ocorrência de todas as espécies de aves foi influenciada pela área da floresta.

Nota-se que modificação e restauração na vegetação podem causar mudanças em algumas populações de espécies animais (MARSDEN; FIELDING, 1999; FLORES et al. 2002). Dessa forma, ao se pensar em outras formas de vida na restauração, deve-se considerar o tamanho de fragmentos, a fim de aumentar seu tamanho.

**Figura 3.** Classificação das “florestas” no entorno de duas áreas em processo de restauração floresta nos anos de 2011 (anterior ao plantio) (A), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



Uma questão que merece destaque é que, após a interrupção das manutenções silviculturais nessas áreas, estradas de terra que dão acesso a AA também não sofreram mais manutenções, favorecendo o processo de sucessão e reduzindo cada vez mais o fluxo de transportes. E, segundo Geri; Rocchini; Chiarucci (2010), o abandono de práticas humanas típicas e intensificação de práticas agrícolas modernas podem levar à conversão de uma matriz complexa da paisagem em um sistema homogêneo, reduzindo a diversidade da paisagem.

Na Tabela 5, pode-se observar que, o maior valor de área passou a ser do fragmento grande formado por AA em 2019, representando 79% das manchas florestais, conseqüentemente, otimizando valores de outras métricas (NM, TMM, Nuc, IR e IDF), favorecendo o reestabelecimento de vários processos.

**Tabela 5.** Métricas da classe floresta, subdividida em classes de tamanho, no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal em 2011, 2015 e 2019, em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente, no Cabo de Santo Agostinho, PE.

Área/ Ano	Classe	Área (ha)	Porc. (%)	Per. (km)	NM	TMM (ha)	Nuc (ha)	ADJ	IR	IDF
ANA 2011	Muito pequeno	48,5	18,8	95,7	863	0,06	7,54	0,604	43	1,068
	Pequeno	16,3	6,3	14,6	2	8,15	5,30	0,799	2	1,327
	Médio	193,4	74,9	121,4	6	32,24	83,37	0,855	5	1,346
ANA 2015	Muito pequeno	93,6	32,8	177,6	1427	0,07	13,88	0,617	60	1,075
	Pequeno	22,8	8,0	17,8	3	7,61	10,80	0,822	3	1,301
	Médio	168,9	59,2	98,0	5	33,79	74,88	0,865	3	1,347
ANA 2019	Muito pequeno	58,6	15,9	131,2	1407	0,04	7,48	0,563	63	1,065
	Pequeno	19,0	5,3	12,4	3	6,32	9,65	0,849	3	1,256
	Médio	118,1	45,0	68,3	2	59,03	64,38	0,865	2	1,363
	Grande	102,9	33,8	59,8	1	102,87	41,69	0,865	1	1,389
AA 2011	Muito pequeno	61,0	32,7	79,8	509	0,12	16,05	0,719	38	1,075
	Pequeno	41,9	22,4	19,2	6	6,98	26,07	0,892	6	1,192
	Médio	83,8	44,9	18,9	3	27,94	68,49	0,945	3	1,180
AA 2015	Muito pequeno	58,8	26,3	107,9	867	0,07	9,61	0,627	49	1,075
	Pequeno	47,9	21,4	30,4	6	7,99	24,89	0,853	6	1,257
	Médio	16,7	7,4	5,4	1	16,68	12,29	0,922	1	1,200
	Grande	100,7	44,9	43,3	1	100,65	66,94	0,898	1	1,344
AA 2019	Muito pequeno	47,3	17,0	91,9	847	0,06	7,99	0,609	42	1,066
	Médio	10,8	3,9	6,1	1	10,81	6,15	0,868	1	1,265
	Grande	219,8	79,1	101,5	1	219,76	140,45	0,891	1	1,389

Porc.: porcentagem; Per.: perímetro; NM: número de manchas; TMM: tamanho médio das manchas; Nuc: Somatório das áreas dos núcleos (-10m); ADJ.: adjacências; IR: índice de retalhamento; e IDF: índice de dimensão fractal.



Segundo Calegari et al. (2010), o número de fragmentos associados ao tamanho médio destes são fundamentais, pois constituem uma medida do grau de subdivisão ou fragmentação. Dessa forma, apesar de AA demonstrar melhor resultado em área de floresta, ANA também apresenta bons resultados, quando comparados à situação pretérita.

A fim de propor corredores ecológicos em região de Floresta Atlântica, Santos et al. (2018) encontraram um TMM de 1,42 ha, 7,69 ha e 37,56 ha, para fragmentos muito pequenos, pequenos e médios, respectivamente. De modo semelhante, Moreira et al. (2018), utilizando métricas de paisagem como ferramenta para biologia da conservação, encontraram 1,62 ha, 7,15 ha e 35,51 ha. Tendo em vista que os fragmentos “muito pequenos”, em ambas as áreas, sempre apresentaram valores próximos de 0 (zero), é possível que muitos dos casos não representem fragmentos de florestas, mas árvores isoladas, presentes na arborização, sítios e/ou canteiros, que também são relevantes como estrutura de ligação.

Vorovencii (2018) afirma que fragmentação resulta em diminuição da área núcleo. Segundo McGarigal et al. (2002), a área central de um fragmento é o melhor indicativo de qualidade dos fragmentos. Dessa forma, AA teve um desenvolvimento mais eficiente, com acréscimo de 44 ha de área núcleo em oito anos, enquanto ANA, 27 ha (Tabela 5). Apesar do plantio de *M. caesalpinifolia* estar inserido na classe floresta, não foi considerada sua área núcleo, tendo em vista que não apresenta contribuição ecológica neste parâmetro.

Moraes et al. (2015) afirmam que fragmentos isolados estão submetidos aos efeitos do tamanho e da perda de hábitat; e, Putz et al. (2011), estudando o efeito da fragmentação em florestas tropicais, constataram que mudanças na estrutura florestal aumentam significativamente em fragmentos menores que 25 ha, e fragmentos de 1 ha tiveram os valores mais baixos de número de fustes e biomassa, com reduções de 67,8 % e 68,5 %, respectivamente. Além disso, Didham et al. (2015) encontraram fortes evidências de alterações generalizadas nas propriedades do solo de fragmentos pequenos (2-16 ha).

Juvanhol et al. (2011) afirmam que, dependendo da distância de borda, em condições de ausência de área central comum em fragmentos muito pequenos, significa que, sob tais condições, essa classe de tamanho encontra-se totalmente dominada pelo efeito de borda, estando todos os fragmentos susceptíveis à influência completa da matriz.

A maior fragmentação de ANA também pode ser constatada ao observar índice de retalhamento - IR e adjacência - ADJ, porém, desde 2011, já se constatava tal fenômeno não sendo consequência da restauração.

Apesar de formas irregulares de fragmentos resultarem em maior vulnerabilidade à manifestação de um efeito de borda, principalmente os de menor área, devido à maior interação com a matriz (VIDOLIN et al., 2011); Garmendia et al. (2013), estudando a relação entre estrutura da paisagem com populações de mamíferos, constataram que formas mais complexas e maiores áreas possuem maior riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte. Dessa forma, os maiores valores de IDF nos fragmentos maiores é um indicativo de maior riqueza.

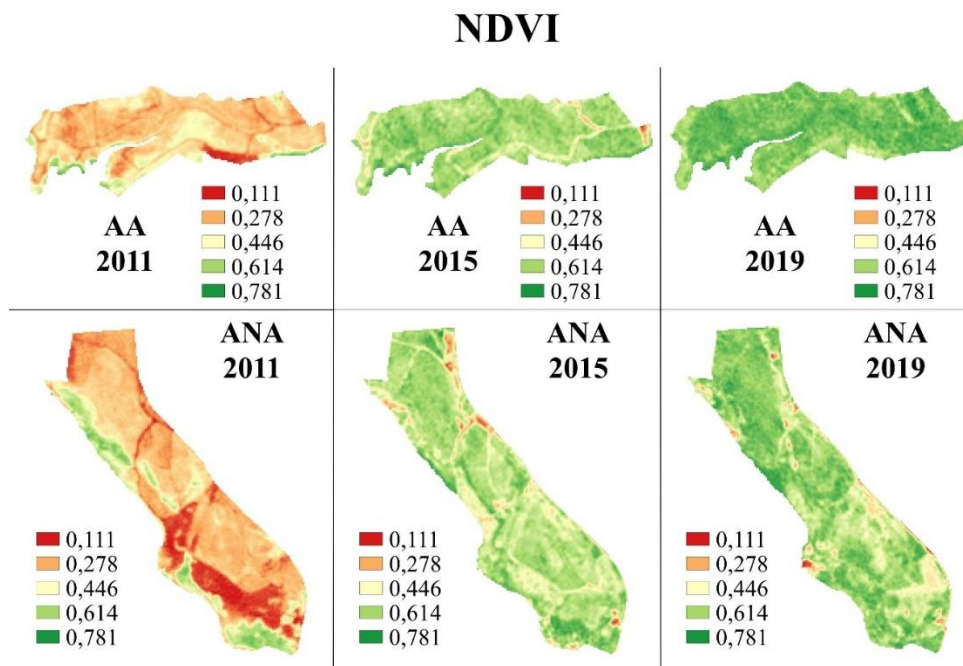
Embora a restauração induzida pelos projetos seja distribuída localmente, seu impacto na comunidade local é profundo (CAI; YANG; XU, 2015). De modo geral, comparando 2011 a 2019, constata-se que ambas estão em processo de desenvolvimento florestal, porém AA demonstra em suas métricas maior taxa de crescimento, uniformidade e homogeneidade.

#### 4.3. ÍNDICE DE VEGETAÇÃO E ROTAS DE DISPERSÃO

O índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI das áreas em restauração demonstra que ambas apresentaram aumento na cobertura florestal de 2011 para 2015, porém, em 2019, parece ter ocorrido uma leve redução na amplitude mínima em ANA, entretanto, para AA, houve aumento, isso sugere que lacunas de AA apresentaram mais biomassa em 2019, enquanto as lacunas de ANA podem ter apresentado mortalidade ou estarem “estagnadas” (Figura 4).

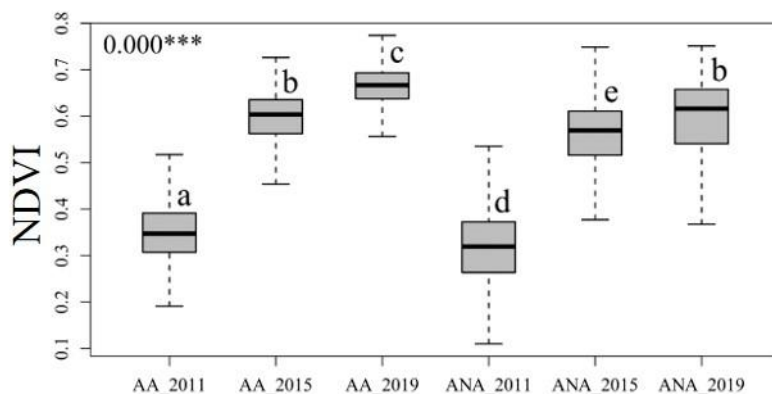
Deve-se ressaltar que o NDVI apresenta limitação de não diferenciar o estágio sucessional nem está relacionado a qualquer tipo de vegetação individual (HUANG et al., 2020). Consequentemente, Li et al. (2017) afirmam que mudanças na cobertura do solo e no NDVI podem apresentar disparidades e sugerem o desenvolvimento de um novo modelo para classificação de restauração que integrem ambos procedimentos. Todavia, é possível otimizar os resultados do NDVI ao interpretá-lo em conjunto com a classificação digital e checagem de campo, em que foi possível observar um desenvolvimento mais uniforme da classe floresta em AA (Figura 3) e dosséis mais fechados para AA (Figura 18B), logo, entende-se que os resultados de NDVI estão consoantes com a classificação e os resultados *in loco*.

**Figura 4.** Índice de vegetação por diferença normalizada - NDVI de duas áreas em processo de restauração florestal em 2011 (anterior ao plantio), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



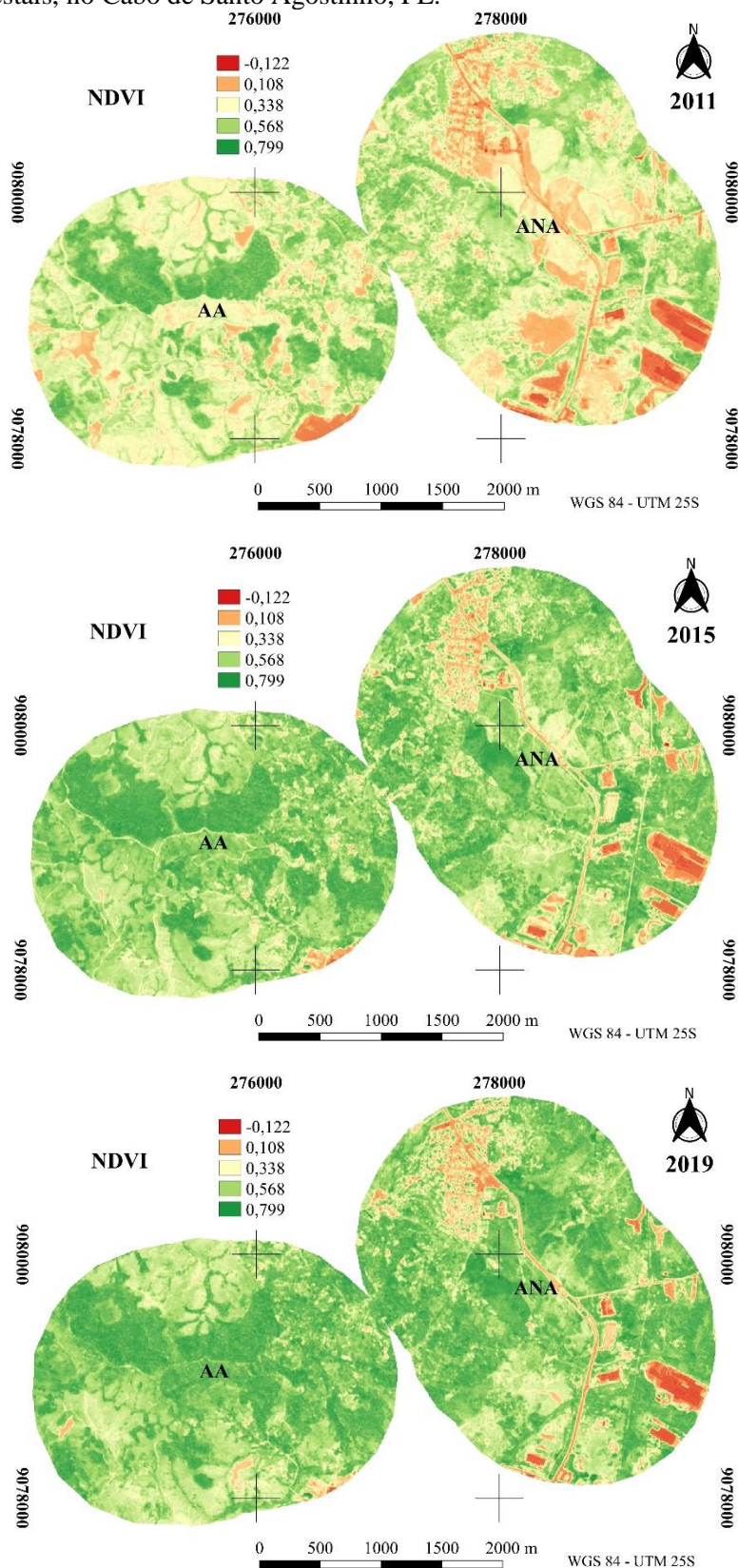
Na Figura 5, observa-se que os valores dos pixels aumentaram a cada intervalo, demonstrando o crescimento vegetal, e que ANA, em 2019, apresentou semelhança à AA em 2015, corroborando as interpretações da Figura 8. Comparando as médias dos pixels, AA apresentou uma melhora de 35,23% nos oito anos, e ANA, 29,81%.

**Figura 5.** Comparação de média dos índices de vegetação por diferença normalizada - NDVI de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em três momentos (2011, 2015 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $p < 0.05$ ).



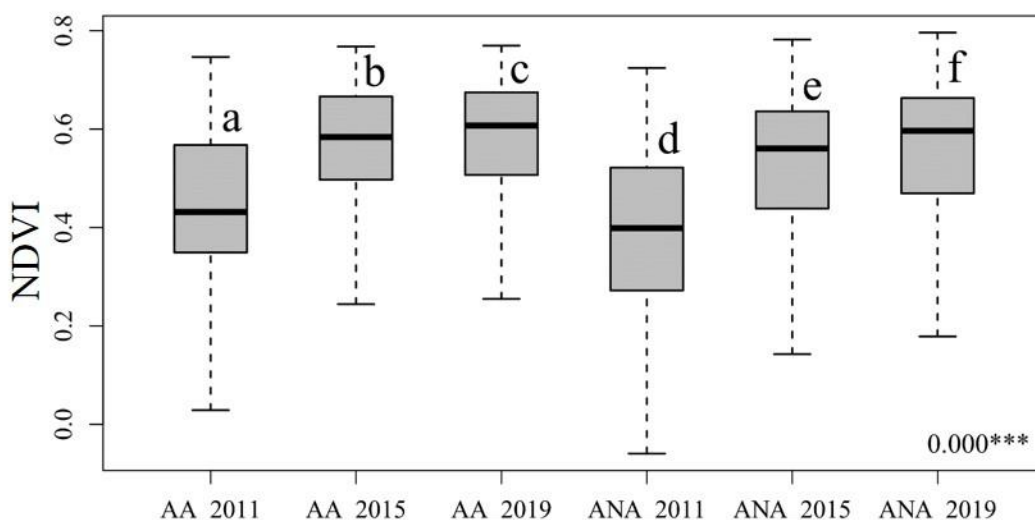
No nível de paisagem, as imagens demonstram alta variação de cores entre os anos, considerando que os intervalos dos pixels são aproximados entre as áreas e anos, percebe-se que houve mudanças nos pixels a nível de paisagem (Figura 6).

**Figura 6.** Índices de vegetação por diferença normalizada (NDVI) referentes ao entorno de duas áreas em processo de restauração florestal em 12/2011 (anterior ao plantio) (A), 09/2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 09/2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



Na Figura 7, nota-se que há diferença significativa entre todas as áreas em todos os anos, corroborando as interpretações nas imagens anteriores e na classificação, nota-se também que AA, em 2019, apresentou valores médios de pixels mais próximos de 1, ou seja, mais vegetação sadia.

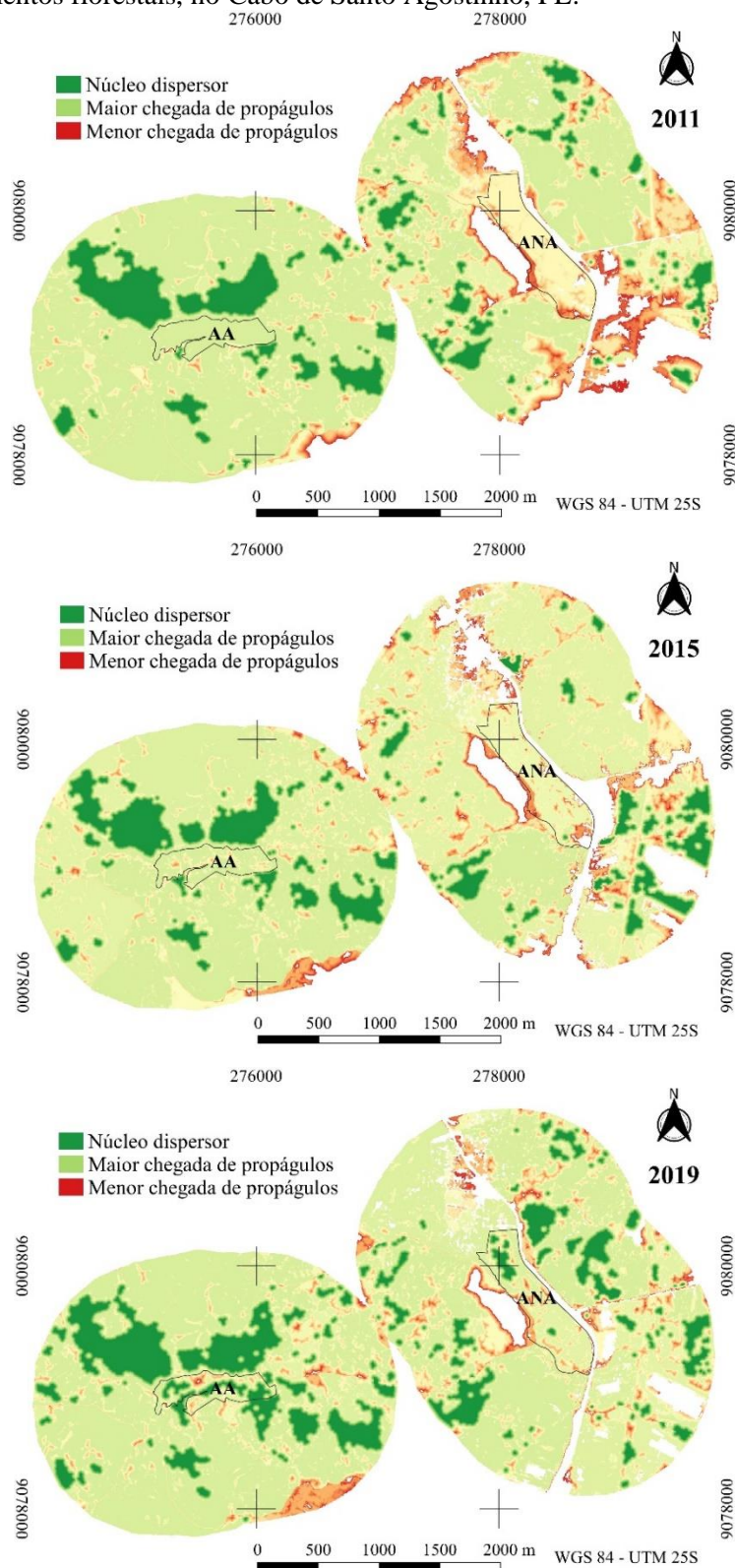
**Figura 7.** Comparação de média dos índices de vegetação por diferença normalizada - NDVI de duas paisagens com áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em três momentos (2011, 2015 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $p < 0.05$ ).



Com relação a abrangência da dispersão das áreas núcleos (-30m), observa-se que não houve grandes mudanças em AA, de modo que, praticamente, toda a cena apresenta uma boa probabilidade de chegada de propágulos, nota-se também que, em 2019, passou a ser um núcleo dispersor, contribuindo com disseminação de propágulos no seu interior e entorno (Figura 8). Enquanto ANA, em 2011, apresentava baixa probabilidade de chegada de propágulos e, apesar da fragmentação ocorrida em 2015, houve a formação de um pequeno núcleo dispersor que otimizou a chegada em seu interior.

Percebe-se que as rodovias estaduais impõem o efeito de barreira, aparentemente, subdividindo a área em três, apesar de toda a paisagem apresentar boa probabilidade de chegada, está limitada à propagação em sua “zona”.

**Figura 8.** Probabilidade de dispersão das áreas núcleos (-30m) dos fragmentos presentes no entorno de duas áreas em processo de restauração florestal nos anos de 2011 (anterior ao plantio) (A), 2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) (B) e 2019 (aproximadamente 8 anos após plantio) (C), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



Perkl (2016) comenta que o aumento da conectividade fornecida por corredores também promove a dispersão. Estudando distância na dispersão de sementes, considerando dispersão autocórica, anemocórica, barocórica e zoocórica (por ingestão, anexação e, especificamente, por formigas), Thomson et al. (2011) observaram que a distância média de dispersão era maior para zoocóricas por ingestão (245 m); e, Jones; Landau (2008), mensurando dispersão de sementes a longa distância em ambientes naturais heterogêneos por modelagem, observaram que os modelos estimaram: média = 28,2 m, seguido de 62,8 m e 339,5 m. Todavia, de acordo com Levey; Tewksbury; Bolker (2008), 150 m é a distância mínima que as sementes precisam viajar para que colonizem um habitat diferente; dispersão não local.

Analisando a relação entre a composição das espécies, riqueza e abundância de árvores nativas no sub-bosque e no povoamento, com a proximidade para remanescentes de florestas nativas de Floresta Atlântica, Ritter et al. (2018) afirmam que apenas uma pequena porção de sementes são dispersas além de 300m. Enquanto Rezende et al. (2015), estudando regeneração espontânea, também em Floresta Atlântica, observaram tendência de crescimento nos primeiros 180 metros de distância dos fragmentos mais antigos. Dessa forma, observa-se que, apesar da paisagem em estudo ser local, a capacidade de dispersão acima de 1 km é muito limitada, e, apesar dos vários fragmentos, em ambas as paisagens, a proporção de área núcleos, que costumam apresentar sementes grandes, em ANA é muito menor do que AA.

Avaliando restauração passiva a partir de núcleos de vegetação, Coutinho et al. (2019) afirmam que quanto maior o núcleo maior será a riqueza e a densidade. Por isso, Uriarte et al. (2011) enfatizaram a importância do tamanho do habitat em relação à configuração espacial na preservação das interações bióticas. Então, os diferentes tamanhos de áreas núcleo em AA otimizaram a probabilidade de chegada de propágulos.

Cui et al. (2018) e Chen et al. (2019) constataram que rodovias impõem um efeito de barreira na dispersão por animais e, conseqüentemente, no recrutamento de plantas. Além disso, estudos empíricos afirmam que regiões bastante fragmentadas, em que a borda das florestas está próxima de áreas urbanas, existe menor biomassa e maior mortalidade (PAULA et al., 2015). Então, menores valores nos parâmetros de ANA podem ser conseqüência dessa barreira e/ou pela falta da influência positiva de fragmentos.

Bergès et al. (2013), analisando a influência de estradas e do material de revestimento sobre florestas, constataram que o material de revestimento foi um fator

determinante na diversidade e composição das plantas e que a dissimilaridade da composição foi maior nas parcelas próximas a estradas com cascalho de calcário do que estradas com solo exposto.

Lira et al. (2012), estudando mudanças no uso e cobertura do solo em áreas florestais com diferentes níveis de fragmentação, observaram que os fragmentos se tornam mais isolados quando o desmatamento é maior do que a regeneração. Logo, deve-se considerar não apenas os aspectos positivos do entorno, sendo importante ponderar perturbações antrópicas para compreender sua possível influência sobre áreas em processo de restauração (Figura 9).

**Figura 9.** Desmatamento, incêndios e lixo encontrados em duas áreas de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), no Cabo de Santo Agostinho-PE.



#### 4.4. COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E DIVERSIDADE

Na ANA, foram encontradas 37 espécies, pertencentes a 34 gêneros e 20 famílias, em 2017; aumentando para 46 espécies, pertencentes a 42 gêneros e 22 famílias, em 2019. Já na AA, foram 39 espécies, pertencentes a 37 gêneros e 22 famílias, em 2017, aumentando para 46 espécies, pertencentes a 39 gêneros e 25 famílias, em 2019; e em R, 64 espécies, pertencentes a 46 gêneros e 30 famílias (Tabela 6).



**Tabela 6.** Composição florística, número de indivíduos, grupos ecológicos (GE: Pi - pioneira; Si - secundária inicial; St - secundária tardia; e Sc - sem classificação) e síndromes de dispersão dos indivíduos adultos (SD: Zoo - zoocórica; Ane - anemocórica; e Auto - autocórica) encontrados em duas áreas de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), bem como em fragmento florestal de referência (R).

Espécies – Adultos	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Anacardiaceae</b>							
<i>Anacardium occidentale</i> L.	7	7	12	13	1	Pi	Zoo
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão*		1				St	Ane
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	10	13	5	15		Pi	Zoo
<i>Spondias mombin</i> L.	1	1	6	8		Pi	Zoo
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	67	60	34	34	59	Pi	Zoo
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.					64	Si	Zoo
<b>Annonaceae</b>							
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.		1		2	3	St	Zoo
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	16	13	13	11		Pi	Zoo
<b>Apocynaceae</b>							
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. Ex Mull. Arg.*			2	2		St	Ane
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson*			1	1	6	Si	Ane
<b>Aquifoliaceae</b>							
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek*					6	Sc	Zoo
<b>Araliaceae</b>							
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Manguire, Steyerm. & Frodin	1	3	1	9	4	Si	Zoo
<i>Schefflera</i> sp.			5	11		Si	Zoo
<b>Bignoniaceae</b>							
<i>Tabebuia</i> sp.			1			-	Ane
<i>Handroanthus</i> sp. 1	7	11	5	8		-	Ane
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	15	16	10	10		-	Ane
<i>Handroanthus</i> sp. 2	7	8	1	3		-	Ane
<i>Tabebuia stenocalyx</i> Sprague & Stapf*	3	2	2	2		-	Ane

Continua...

Tabela 6, continuação.

Espécies – Adultos	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	1	1		2		Si	Ane
<b>Bixaceae</b>							
<i>Bixa orellana</i> L.				3		St	Zoo
<b>Boraginaceae</b>							
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	1	1				Si	Zoo
<b>Burseraceae</b>							
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand					2	St	Zoo
<i>Protium giganteum</i> Engl.*		1	2	7		St	Zoo
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	3	8			24	St	Zoo
<i>Protium</i> sp.					4	-	Zoo
<b>Calophyllaceae</b>							
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	5	5	9	15		Si	Zoo
<i>Caraipa densifolia</i> Mart.		2				Si	Ane
<b>Chrysobalanaceae</b>							
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.					1	St	Zoo
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.					1	St	Zoo
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	4	6	6	10	1	Si	Zoo
<b>Clusiaceae</b>							
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.					1	Si	Zoo
<b>Erythroxylaceae</b>							
<i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.					2	St	Zoo
<b>Euphorbiaceae</b>							
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.					2	Pi	Auto
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	2	2				Pi	Zoo
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.					5	Si	Auto
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	1				Pi	Zoo

Continua...

Tabela 6, continuação.

Espécies – Adultos	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Fabaceae</b>							
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	1	1				Sc	Zoo
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico					9	Pi	Auto
<i>Andira</i> sp.	3	3			2	-	Zoo
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	4	5			1	St	Ane
<i>Chamaecrista apoucouita</i> (Aubl.) H.S.Irwin & Barneby*	9	15	3	3		Si	Auto
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith					11	St	Zoo
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	2	3	3	3		St	Zoo
<i>Inga capitata</i> Desv.					2	Pi	Zoo
<i>Inga edulis</i> Mart.	9	11	43	47		Pi	Zoo
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.			2	4	1	Si	Zoo
<i>Inga</i> sp.			1	1		-	Zoo
<i>Inga thibaudiana</i> DC.					6	Si	Zoo
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz var. <i>ferrea</i>	3	4		10		Si	Auto
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	1	1				Si	Ane
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.*			2	2		Pi	Auto
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.					14	St	Auto
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) E. Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	3	10		2		St	Auto
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.					1	Si	Ane
<i>Sclerolobium densiflorum</i> Benth.					1	Sc	Auto
<b>Humiriaceae</b>							
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme					1	Si	Zoo
<b>Hypericaceae</b>							
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	1	5	3	14	11	Pi	Zoo
<b>Lacistemataceae</b>							
<i>Lacistema robustum</i> Schnizl.					3	Si	Zoo

Continua...

Tabela 6, continuação.

Espécies – Adultos	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Lamiaceae</b>							
<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke		5	21	22		Pi	Zoo
<i>Vitex rufescens</i> A.Juss.		2				Sc	Zoo
<b>Lauraceae</b>							
<i>Nectandra</i> sp.					1	-	Zoo
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez					1	St	Zoo
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez					1	St	Zoo
<i>Ocotea notata</i> (Nees & Mart.) Mez	3	7	1	1	2	-	Zoo
<i>Ocotea</i> sp.					3	-	Zoo
<b>Lecythidaceae</b>							
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers					1	St	Zoo
<b>Malpighiaceae</b>							
<i>Byrsonima sericea</i> DC.			4	4	15	Si	Zoo
<i>Byrsonima</i> sp.					2	-	Zoo
<b>Malvaceae</b>							
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.			2	3		Pi	Zoo
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna		1				Si	Ane
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2	5				Pi	Zoo
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.**	26	26	19	22		Sc	Auto
<b>Melastomataceae</b>							
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.					1	Si	Zoo
<i>Miconia affinis</i> DC.					3	Pi	Zoo
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana					1	Pi	Zoo
<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana					2	Si	Zoo
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.		1	6	17	7	Si	Zoo
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.					13	Pi	Zoo

Continua...

Tabela 6, continuação.

Espécies – Adultos	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Moraceae</b>							
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber			1	1	18	Si	Zoo
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.					1	St	Zoo
<b>Myristicaceae</b>							
<i>Virola oleifera</i> (Schott) A.C.Sm.					3	Sc	Zoo
<b>Myrtaceae</b>							
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.					1	Si	Zoo
<i>Myrcia sylvatica</i> (G. Mey.) DC.			1	5	17	Si	Zoo
<i>Psidium guineense</i> Sw.		2	1	1		Si	Zoo
<i>Syzygium cumini</i> (L.) skeels**	1	1	4	4		Pi	Zoo
<b>Peraceae</b>							
<i>Pera ferruginea</i> (Schott) Müll.Arg.					3	Si	Zoo
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.					7	St	Auto
<b>Phyllanthaceae</b>							
<i>Richeria</i> sp.			1	1	7	-	-
<b>Polygonaceae</b>							
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.					1	Si	Ane
<b>Rhamnaceae</b>							
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	5	7	1			Si	Auto
<b>Rubiaceae</b>							
<i>Genipa americana</i> L.	1	3	2	13		St	Zoo
<b>Salicaceae</b>							
<i>Casearia javitensis</i> Kunth					16	Si	Zoo
<b>Sapindaceae</b>							
<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	1	1			2	Si	Zoo
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.				2	4	Si	Zoo

Continua...

Tabela 6, continuação.

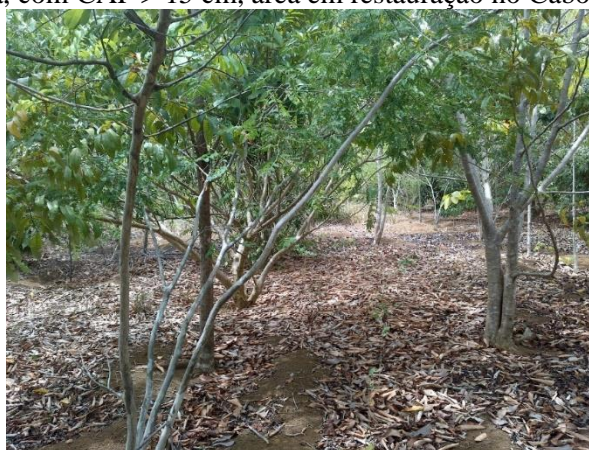
Espécies – Adultos	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Sapotaceae</b>							
<i>Chrysophyllum splendens</i> Spreng.					3	Sc	Zoo
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.)	1	4		4		Sc	Zoo
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni					2	Si	Zoo
<i>Pouteria</i> sp.					3	-	Zoo
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.					2	Si	Zoo
<b>Simaroubaceae</b>							
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	3	3	1	1	4	Si	Zoo
<b>Siparunaceae</b>							
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.					4	Si	Zoo
<b>Urticaceae</b>							
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	34	32	64	63	2	Pi	Zoo
<b>Total</b>	264	321	301	418	413		

\*Espécie exótica regional.

\*\*Espécie exótica.

Avaliando áreas em restauração com 32 meses, onde foram plantadas 70 espécies, Trentin et al. (2018) encontraram apenas 45 espécies. Klippel et al. (2015), analisando plantio com 54 espécies, no espaçamento 3 x 3 m, encontraram 31 espécies após três anos. Em avaliações pontuais, parece ocorrer uma redução no número de espécies plantadas, que pode ser causada por mortalidade, mas, em alguns casos, conforme constatado por Pimentel et al. (2018), pode ser influência do critério de inclusão adotado em relação ao tempo de plantio. Considerando os acréscimos no número de espécies e indivíduos em ANA e AA de 2017 para 2019, fica claro que o critério de inclusão não pode ser negligenciado, ao avaliar áreas jovens em processo de restauração, para que mudas em desenvolvimento não sejam confundidas com regeneração natural (Figuras 10 e 11).

**Figura 10.** *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz var. *ferrea*, à esquerda, com CAP < 10 cm e *T. guianensis*, à direita, com CAP > 15 cm, área em restauração no Cabo de Santo Agostinho-PE.



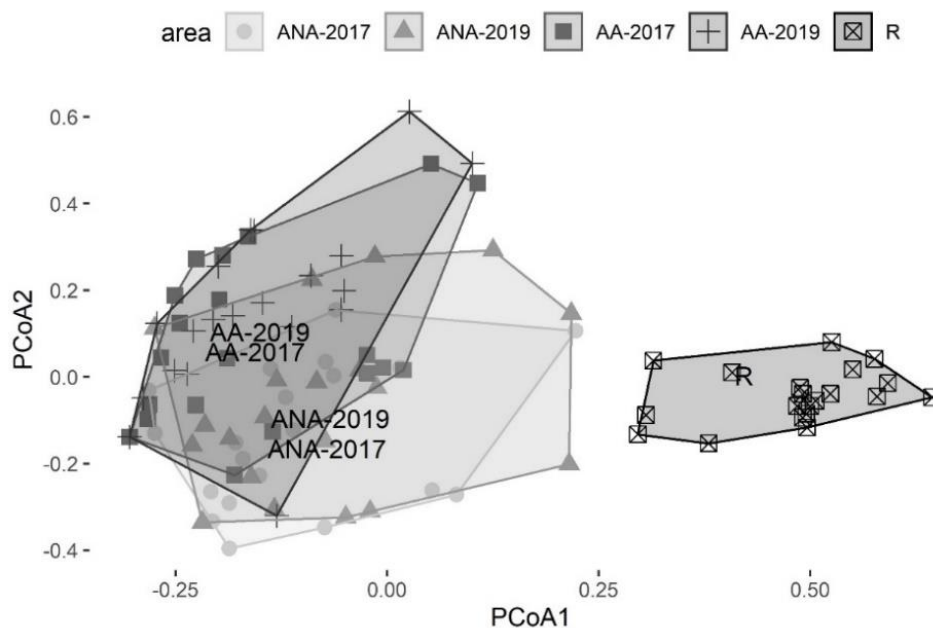
**Figura 11.** *Paubrasilia equinata* (Lam.) E. Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis após seis anos de plantio, área em restauração no Cabo de Santo Agostinho-PE.



A análise de ordenação (PCoA), pelo agrupamento de parcelas, demonstrou que existe semelhança na composição florística entre ANA e AA, nos dois intervalos de tempo, mas divergindo de R (Figura 12). A PERMANOVA corroborou essas observações, encontrando diferença significativa a partir de 999 aleatorizações ( $P$ -value = 0.001). Porém, de acordo com Brearley et al. (2004), a estrutura horizontal de uma floresta secundária demonstra mais semelhança a uma floresta primária do que a composição florística.

Por outro lado, a similaridade poderia ser facilmente atingida, se durante a fase de plantio fossem selecionadas espécies semelhantes aos fragmentos mais próximos, ao invés de espécies típicas da paisagem local. Todavia, estas espécies típicas, não presentes em R, podem ser uma importante entrada para formação de um fragmento maior entre AA e R, principalmente por serem espécies típicas na paisagem; que poderiam estar sofrendo extirpação regional (GASTON et al., 1997; WOTTON; KELLY, 2011).

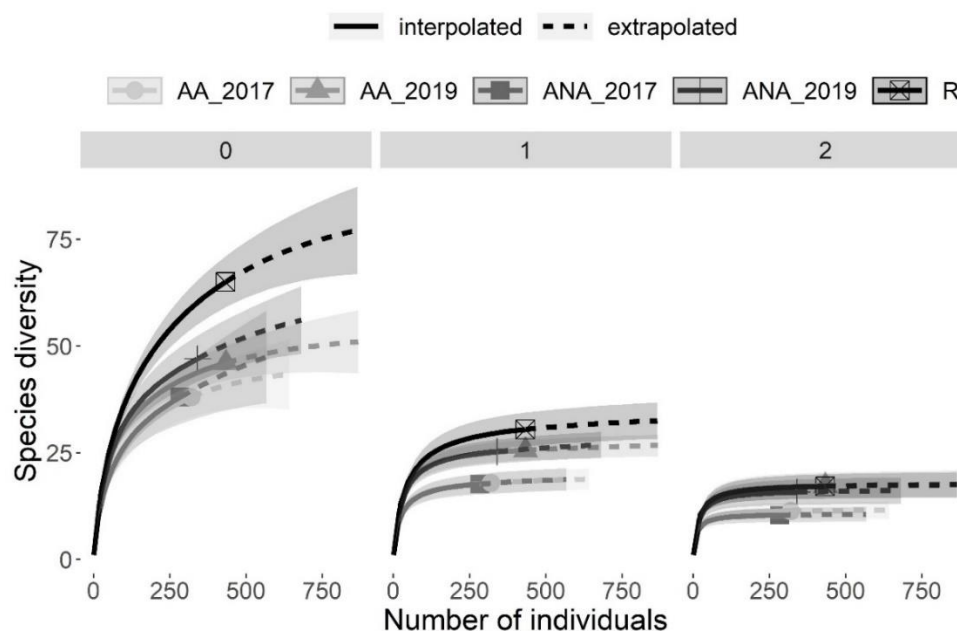
**Figura 12.** Ordenação do PCoA entre parcelas de espécie arbóreas em diferentes áreas em processo de restauração florestal em floresta ombrófila densa de terras baixas, Pernambuco-Brasil. Os círculos, triângulos, quadrados, cruzes e quadrados-cruzados denotam as estimativas de distância (“method” = Chao-Sorenson) entre o número de indivíduos de cada espécie, dentro das parcelas amostrais entre duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Em que ANA-2017, ANA-2019, AA-2017, AA-2019 e R representam os centroides de cada agrupamento.





Os números efetivos de espécies ( $qD$ ) foram 37, 46, 39, 46 e 64 espécies para a amostragem ANA - 2017, ANA - 2019, AA - 2017, AA - 2019 e R, respectivamente. A curva de amostragem integrada permite comparações confiáveis, partindo-se do tamanho de uma amostra observada até o dobro de indivíduos (Figura 13). Considerando a curva de intensidade amostral, nota-se que o número efetivo de espécies ( $qD$ ) em ANA e AA foram similares, com aproximação do intervalo de confiança entre as curvas de ANA-2019, AA-2019 e R, nos índices de Shannon e Simpson.

**Figura 13.** Curvas de amostragem por interpolação (—) e extrapolação (---), com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas), obtidas pelo método de *bootstrap*, baseado em aleatorizações. Os dados dos indivíduos adultos de duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) são demonstrados separadamente para ordem  $q = 0$  (riqueza de espécies),  $q = 1$  (índice de diversidade de Shannon) e  $q = 2$  (índice de diversidade de Simpson).



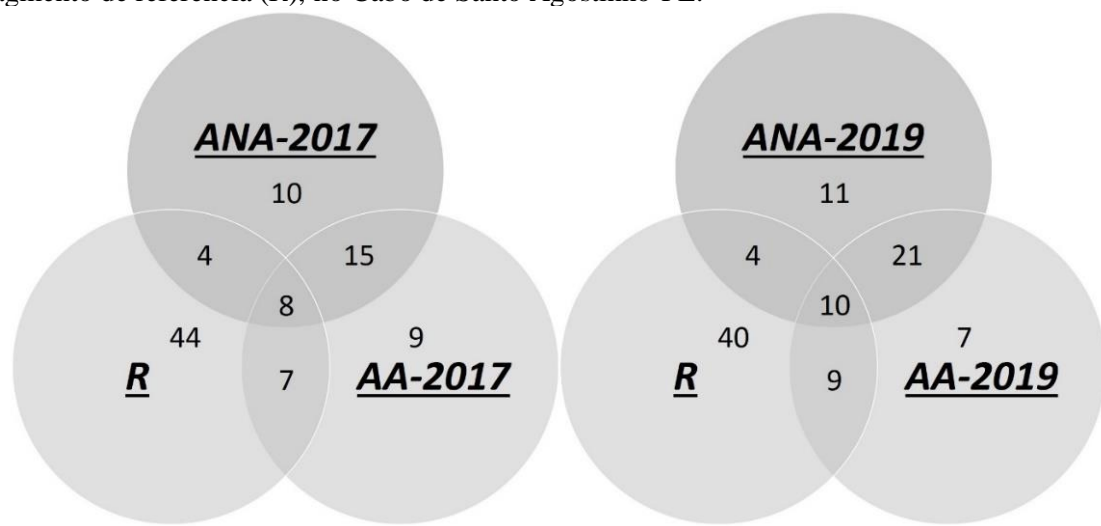
Comparando duas áreas em restauração, com oito anos sem fragmentos adjacentes a aproximadamente 2 km de distância do fragmento de referência, Silva et al. (2019) observaram que nenhuma das áreas se aproximavam dos valores do fragmento em termos de riqueza, Shannon e Simpson. Enquanto Garbin et al. (2018) não constataram diferença na riqueza de espécies entre fragmento adjacente e restauração com 16 anos.

Nas áreas em estudo com apenas 8 anos, nota-se essa tendência ao relacionar espécies semelhantes entre as áreas, principalmente para AA. De modo que, apesar do aumento de 9 espécies em ANA, apenas duas dessas fazem parte da composição de R,

enquanto que, com um aumento de 7 espécies, AA aumentou em 4 a quantidade que fazem parte de R (Figura 14).

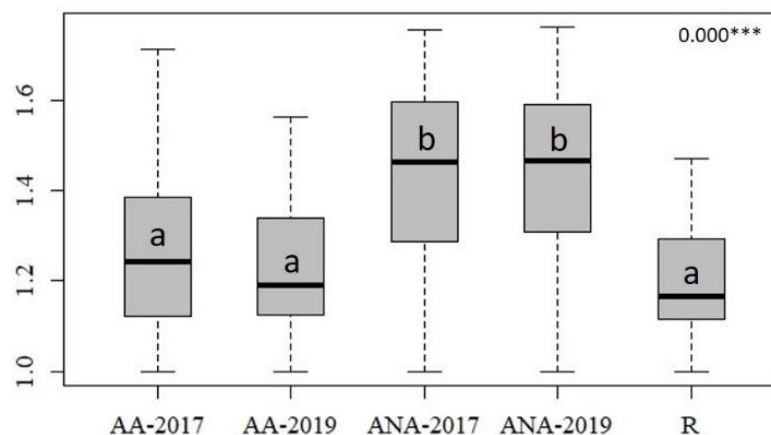
Apesar da similaridade florística entre as áreas adjacentes e não-adjacentes, a diversidade taxonômica aponta características da adjacente mais próximas do fragmento de referência do que da não-adjacente.

**Figura 14.** Diagramas de Venn com o número de espécies adultas de ocorrência em duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em 2017 (diagrama a esquerda) (A) e 2019 (diagrama da direita) (B), e em um fragmento de referência (R), no Cabo de Santo Agostinho-PE.



Essa similaridade entre AA e R pôde ser observada ao comparar o índice de Rao, pelo teste Tukey, que compara síndromes de dispersão entre as áreas (Figura 15).

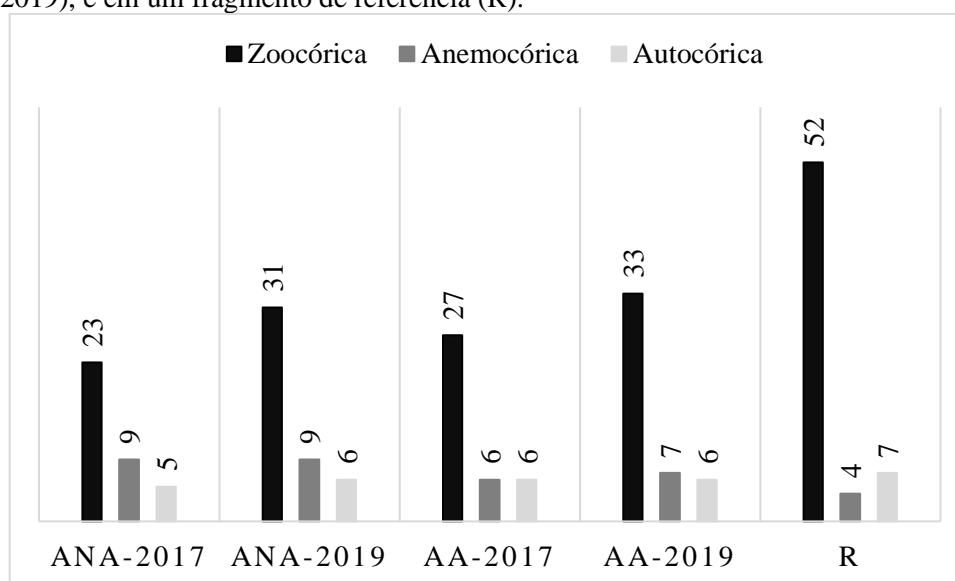
**Figura 15.** Comparação de média dos índices de Rao de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $p < 0.05$ ).



Essa estimativa também pode ser corroborada pela proporção das síndromes em cada área, que apresentaram 62%, 67%, 69%, 72% e 82% de espécies zoocóricas em ANA-2017, ANA-2019, AA-2017, AA-2019 e R, respectivamente (Figura 16).

Ao comparar monocultura de *Albizia lebbek* adjacente a fragmento de floresta secundária, Martínez et al. (2015) constataram que a densidade de espécies zoocóricas aumentou apenas 14%, entre 7 e 27 anos após o plantio. Dessa forma, percebe-se que o recrutamento dessas espécies pode ocorrer a passos lentos, caso não sejam impulsionados pelos métodos de restauração.

**Figura 16.** Proporção das síndromes de dispersão de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R).



Essas árvores estabelecidas podem catalisar processos pela atração da fauna dispersora, funcionando como poleiros e fornecendo alimento e refúgio (OROZCO-ZAMORA e MONTAGNINI, 2007). Além de melhorar o solo, fornecendo matéria orgânica e, conseqüentemente, proteção para o solo, abrigo para micro-organismos e fornecendo nutrientes para plantas (RUIZ-JAÉN e AIDE, 2005).

Segundo Vespa; Zurita; Bellocq (2014) e Zurita; Bellocq (2012), a proporção de sementes dispersa por vertebrados aumenta com a idade da floresta. Por isso, entende-se que o aumento de espécies zoocóricas, em um curto espaço de tempo, seja bastante positivo e que os processos de AA estão sendo reestabelecidos mais rapidamente.

Nas amostragens das áreas em restauração, houve a predominância de espécies de início de sucessão (pioneiras e secundárias iniciais), sendo considerado um fato esperado por se tratar de áreas com poucos anos de plantio, onde as condições favorecem o estabelecimento de espécies desses grupos. Em outros trabalhos, o mesmo padrão foi evidenciado (RODRIGUES et al., 2010; MIRANDA NETO et al., 2012b; SILVA et al., 2016). Essa informação permite compreender melhor a situação local, uma vez que complementa a visão da estrutura (SOUSA NETO et al., 2018). É preciso, então, associar essa informação com a composição florística da regeneração natural, a fim de verificar a chegada de tais espécies nas áreas em estudo.

De modo geral, observa-se que, apesar da composição florística ter sido similar entre ANA e AA, sendo diferentes de R, a diversidade deste está mais próxima de AA, tanto em taxonômica quanto funcionalmente.

#### 4.5. ESTRUTURA HORIZONTAL

Na Tabela 7, verificam-se valores de densidade absoluta, área basal, abertura de dossel e altura médias das árvores nas áreas em estudo. É notório o aumento da densidade absoluta e área basal nas áreas, com destaque para AA, que teve um aumento 28% para densidade absoluta e 36% de área basal, enquanto ANA apresentou aumento de 18% e 30%, respectivamente. Com relação a abertura do dossel, ambas demonstram fechamento, porém com mudanças expressivas apenas em AA, pois assemelhou-se a R (Figura 17). Com relação à altura, observa-se que o crescimento de AA foi maior do que de ANA, porém ainda distante de R.

**Tabela 7.** Valores de densidade absoluta, área basal e abertura do dossel de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R).

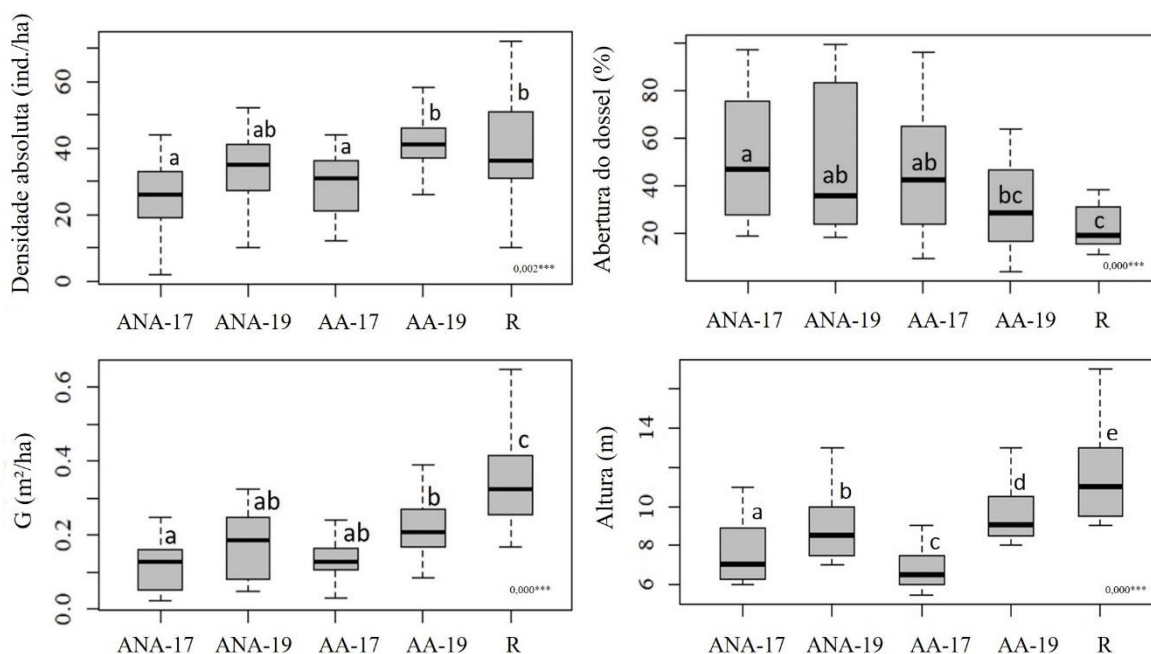
Áreas	ANA-2017	ANA-2019	AA-2017	AA-2019	R
Densidade (ind./ha)	528	642	604	836	826
G (m <sup>2</sup> /ha)	2,39	3,44	2,79	4,34	7,14
Abertura do dossel (%)	52,41	50,51	47,62	31,28	23,56
Altura (m)	7,5	8,8	6,7	9,6	11,5

**Figura 17.** Abertura do dossel da área não adjacente nos anos 2017 (A) e 2019 (B).



Na Figura 18, pode-se observar que não houve diferença significativa para densidade entre as avaliações de 2019 com R.

**Figura 18.** Comparação de médias de densidade absoluta (A), abertura do dossel (B), área basal (C) e altura (D) de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), bem como no fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $p < 0.05$ ).



Costa et al. (2010) encontraram  $665,8 \text{ ind. ha}^{-1}$  em área com aproximadamente 7 anos. Marcuzzo et al. (2014) comparando diferentes espaçamentos,  $2 \times 2 \text{ m}$  e  $4 \times 4 \text{ m}$ , entre áreas em restauração com 7 anos, tiveram densidades de  $1.741$  e  $297 \text{ ind. ha}^{-1}$ , respectivamente; e, Trentin et al. (2018),  $1.074 \text{ ind./ha}$  em áreas mais jovens; todavia, ressalta-se que o critério de inclusão utilizado por este foi mais inclusivo, outro fator que deve ser levado em consideração. Então, observa-se que, nos casos de plantio total de áreas

jovens, a densidade é fortemente influenciada pelo espaçamento e critério de inclusão, fato este observado neste estudo, em que a densidade de ANA e AA não diferiram entre si.

Apesar do fato que a densidade de R pode ser considerada baixa, se observado que, Costa Junior et al. (2008), estudando um fragmento florestal à 100 km da área em estudo, encontraram 1,049 ind. ha<sup>-1</sup>, não reduz o mérito de que apenas AA em 2019 apresentou similaridade com R. Além disso, Baynes et al. (2016) afirmam que fragmentos apresentam menor densidade do que florestas contínuas. Então, é de se esperar que um fragmento, numa paisagem de matriz agropecuária, apresente alguns parâmetros abaixo do esperado, representando um fragmento antropizado típico na paisagem.

Para Kopp et al. (2016), espécies de um mesmo grupo ecológico têm requisitos semelhantes, quanto ao requisito de luminosidade. Apesar disso e de que ANA e AA apresentam similaridade, apenas AA, em 2019, não apresentou diferença estatística na abertura do dossel para com R (Figura 18B).

Utilizando a mesma metodologia de abertura de dossel, Silva (2017) encontrou 35,0% e 27,3%, para duas áreas de restauração em mata ciliar com oito anos, e 6,5%, para fragmento de referência, em que as duas áreas em restauração estavam isoladas e não diferiram entre si, mas diferiram da referência. Apesar dos valores desta pesquisa estarem menos desenvolvidos do que o estudo citado, observa-se o mesmo comportamento.

Em comparação da abertura do dossel com metodologia similar, em área de restauração com cinco anos de plantio, Londe et al. (2015) registraram 23,7%. Assim, é possível dizer que o fechamento dos dosséis do estudo em questão não é um parâmetro de destaque em relação a outras áreas.

Semelhante ao observado, Miranda et al. (2018), comparando parâmetros estruturais (área basal, densidade, DAP, altura e abertura do dossel) entre restauração passiva adjacente e não adjacente à floresta madura, observaram que apenas abertura do dossel apresentaram diferença significativa entre as áreas em restauração. Dessa forma, é possível que a abertura do dossel seja o parâmetro estrutural mais influenciado pela adjacência e/ou o primeiro a atingir reestabelecimento.

De acordo com Brito et al. (2017), fatores bióticos e abióticos podem determinar a presença e densidade de trepadeiras. Estes fatores incluem abertura do dossel (PUTZ, 1984). Por isso, seria importante ter avaliado a composição e a diversidade de trepadeiras para avaliar se essa correlação ocorre nas áreas. Além disso, Queiroz e Ribas (2016) afirmam que a riqueza de formigas arborícolas está negativamente relacionada à cobertura

do dossel. E, Bieber et al. (2011) sugerem que ninhos de formigas, mesmo abandonados, representam ilhas temporárias (relativamente duradouras) de substrato, que reduz o recrutamento de plantas e atrasa a regeneração natural. Dessa forma, observa-se que a abertura do dossel influencia em vários processos ecológicos de outras formas de vida, então, fica claro que o fechamento do dossel interfere diretamente na sucessão, logo, pode acelerá-la ou inibi-la.

Ressalta-se, também, que esse indicador deve ser combinado com outros, principalmente a regeneração natural, pois é possível se obter um dossel muito fechado que não seja autossustentável (MARTINS, 2013; GRUGIKI, 2018).

Considerando densidade, serapilheira, cobertura, biomassa e altura como variáveis estruturais da vegetação, Crouzeilles et al. (2016) afirmam que 221 paisagens demonstram que áreas em restauração pelo mundo atingem um percentual de 36-77%. Estabelecendo cada parâmetro de R como 100% e utilizando as variáveis de densidade, serapilheira, fechamento do dossel, área basal e altura dos 100 indivíduos mais altos, constata-se 52%, 62%, 59% e 80%, para ANA-2017, ANA-2019, AA-2017 e AA-2019, respectivamente. Dessa forma, observa-se que AA, em 2019, ultrapassou os valores globais, sendo uma contribuição positiva na otimização desses parâmetros, além disso, verifica-se que apresentou um aumento de 21% em dois anos, de modo que, nessa taxa de crescimento, seria possível atingir os valores médios de R em 2021.

Para Ruiz-Jaén e Aide (2005) e Suganuma e Durigan (2015), as variáveis estruturais, incluindo cobertura do dossel, área basal e densidade de árvores, estão positivamente relacionadas com a recuperação do ecossistema e de serviços, como captura de carbono, controle de erosão e provisão de habitat para a fauna. Logo, é possível considerar que, de maneira geral, os melhores parâmetros de AA apresentam várias consequências positivas que fortalecem os ciclos ecológicos e ecossistêmicos.

Embora a altura das árvores não tenha mostrado semelhança entre as áreas (Figura 19), Ishii et al. (2014) sugerem que árvores altas têm funções que amortecem hidraulicamente os efeitos negativos do transporte vertical de água. E, Azuma et al. (2017), que empregaram micro-espectroscopia infravermelha para observar distribuições de água e polissacarídeos nas folhas amostradas, de quatro alturas, em um dossel de cedro japonês (*Cryptomeria japonica*), encontraram evidências de maiores concentrações de açúcar dissolvido e outros polissacarídeos nas folhas superiores. Além disso, segundo Thomson et al. (2011); Soons et al. (2004), a capacidade de dispersão a longas distâncias está mais

correlacionado com a altura da árvore do que com outros parâmetros. Dessa forma, AA - 2019 apresentar maior altura média do que ANA - 2019 pode ser um indicativo de melhores processos fisiológicos e ecossistêmicos.

#### 4.6. MACRONUTRIENTES NO SOLO E SERAPILHEIRA ACUMULADA

Com relação à química do solo, observa-se que todos os nutrientes de AA apresentaram diminuição significativa entre 2017 e 2019, assim como em ANA, porém, esta aumentou valores de Ca e Mg, então ANA pode ter tido influência de calagem entre 2017 e 2019 (Tabela 8). Isto é possível considerando que ANA apresenta plantio de culturas agrícolas nas margens do plantio, em consequência de exigências legais, que impedem o plantio de árvores a menos de 10 metros de distância de rodovias e abaixo de linhas de transmissão de energias, é provável que essas variações sejam consequências não só de adubações do plantio, como também de lixiviações externas (Figura 19). Por isso, ANA apresentou diferença significativa, com valores maiores até do que R, para cálcio e magnésio.

Apesar de altos níveis de nutrientes poderem reduzir a diversidade de plantas (Tilman 1984, Inouye e Tilman 1995, Thompson et al. 2005); é provável que esses valores sejam reduzidos, posteriormente, pelo processo de lixiviação.

**Tabela 8.** Química do solo e serapilheira acumulada de duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Médias com a mesma letra não apresentam diferença significativa entre as áreas ( $p < 0.05$ ).

Indicadores	ANA-2017	ANA-2019	AA-2017	AA-2019	R
M.O.*** (g/dm <sup>3</sup> )	34,28 <sup>a</sup>	27,84 <sup>b</sup>	24,58 <sup>b</sup>	19,36 <sup>c</sup>	39,30 <sup>a</sup>
pH***	4,14 <sup>a</sup>	4,18 <sup>a</sup>	3,56 <sup>b</sup>	3,54 <sup>b</sup>	3,44 <sup>b</sup>
N*** (g/dm <sup>3</sup> )	7,76 <sup>a</sup>	1,58 <sup>b</sup>	9,87 <sup>a</sup>	0,92 <sup>b</sup>	15,60 <sup>c</sup>
P* (mg/dm <sup>3</sup> )	9,72 <sup>a</sup>	7,36 <sup>ab</sup>	5,72 <sup>b</sup>	5,10 <sup>b</sup>	7,78 <sup>ab</sup>
K*** (mmolc/dm <sup>3</sup> )	1,48 <sup>a</sup>	1,32 <sup>ab</sup>	0,80 <sup>c</sup>	0,67 <sup>c</sup>	1,00 <sup>bc</sup>
Ca*** (mmolc/dm <sup>3</sup> )	9,82 <sup>a</sup>	17,32 <sup>b</sup>	2,86 <sup>c</sup>	1,84 <sup>c</sup>	2,60 <sup>c</sup>
Mg*** (mmolc/dm <sup>3</sup> )	4,20 <sup>a</sup>	12,00 <sup>b</sup>	1,80 <sup>a</sup>	1,58 <sup>a</sup>	1,32 <sup>a</sup>
C*** (g/dm <sup>3</sup> )	18,92 <sup>a</sup>	16,15 <sup>ab</sup>	14,25 <sup>b</sup>	11,23 <sup>b</sup>	22,73 <sup>c</sup>
Serrapilheira*** (Kg/ha)	4713 <sup>a</sup>	5572 <sup>a</sup>	7411 <sup>ab</sup>	8475 <sup>b</sup>	12814 <sup>c</sup>

De modo geral, atribui-se a redução significativa dos nutrientes ao processo de lixiviação. Todavia, Cheng et al. (2013), analisando alterações no processo de nitrificação por mudanças no pH entre floresta e pasto adjacente, constataram que existe uma



correlação positiva significativa entre pH e N. Então, é provável que a interferência de calagem em ANA também esteja aumentando o pH e, conseqüentemente, inferindo nas taxas de N.

Estudando 21 fragmentos florestais, Didham et al. (2015) observaram que a intensidade do uso do solo, no entorno desses fragmentos, alterava significativamente os resultados de sete variáveis (C, N, C:N,  $\delta^{15}\text{N}$ , P, Cd e U). Todavia, só foi possível observar diferença significativa entre AA e ANA para M.O., pH e K. O fator mais provável é que oito anos não tenham sido tempo suficiente para observar diferenças significativas entre esses solos, afinal, só faz três anos que essas áreas não sofrem interferência antrópica.

**Figura 19.** Plantio de mandioca adjacente à área em restauração no Cabo de Santo Agostinho, PE.



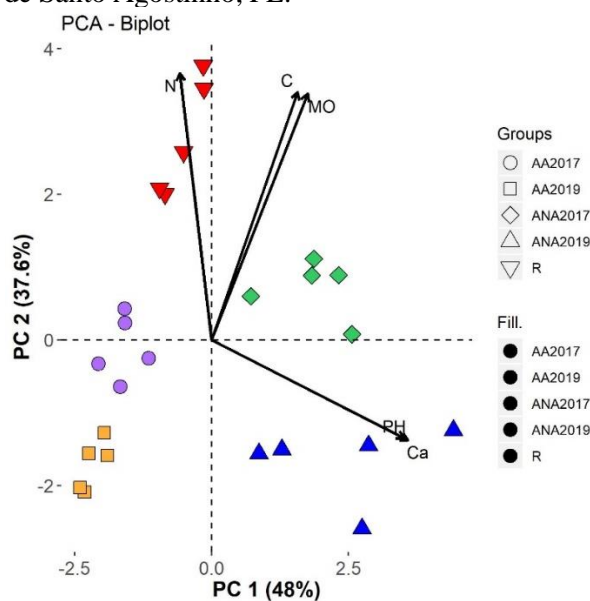
De forma contraditória, a matéria orgânica e o C apresentaram reduções de 2017 para 2019, enquanto a serapilheira acumulada apresentou aumento. Segundo Ruiz-Jaén; Aide (2005), plantios de árvores em restauração aumentam a entrada de matéria orgânica e de nutrientes no solo. Miranda et al. (2018) constataram que a restauração ativa apresentou parâmetros mais similares ao fragmento de referência do que restaurações passivas. Assim, conforme descrito por Cruz et al. (2012), solos ácidos com ocorrência de serapilheira sugerem a presença de componentes recalcitrantes na matéria orgânica, que diminuem as taxas de decomposição. Todavia, Lv et al. (2016) afirmam que a urbanização induz o acúmulo de carbono no solo.

Considerando que MO, em 2017, P, em 2019, K, em 2019, e Mg, em 2017, não diferiram entre ANA e R, enquanto o pH, P, K, Ca e Mg não diferiram entre AA e R em nenhum dos intervalos, Fuentes et al. (2012) afirmaram que a baixa diferença estatística entre alguns nutrientes pode ser reflexo do número de amostras reduzido, com alta heterogeneidade espacial no solo.

Comparando características dos solos de floresta madura e bosque adjacente, Ouimet et al. (2018) observaram que, nos primeiros 30 cm de solos, minerais exibiram *pools* de nutrientes similares, exceto para estoques totais de C, que eram mais que o dobro na floresta madura. De modo similar, ao comparar três tipos de florestas adjacentes, Kim et al. (2010) obtiveram resultados com diferenças significativas para C e N.

Como forma de realizar comparações entre os parâmetros de solo, realizou-se um PCA (análise dos componentes principais), conforme a Figura 20, observa-se que o N, C, MO, pH e Ca seriam as variáveis que mais explicariam os dados, porém, conforme discutido, essas variáveis sugerem informações diferentes, em que N e C não apresentaram similaridade, MO apresentou similaridade com ANA - 2017 e pH e Ca apresentou similaridade entre AA e R.

**Figura 20.** Análise de componentes principais das variáveis de solo (N, P, K, C, MO, Ca, Mg e pH) entre duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R), no Cabo de Santo Agostinho, PE.



Essas constatações sugerem que análises químicas do solo não atuam como bons indicadores para comparações entre curto espaço de tempo, tendo em vista sua volatilidade e que, muitas vezes, apenas essa análise não permite se fazer maiores interpretações. É

necessário realizar pesquisas voltadas para analisar o solo como indicador, a fim de encontrar parâmetros e metodologias mais eficientes na interpretação da relação solo-planta, no contexto da restauração.

Avaliando a influência da agregação na estrutura e na produtividade, Curzon et al. (2017) comentam que suas análises sugerem existência de *trade-off* entre produtividade e parâmetros ecológicos em condições de agregação. Possivelmente, nas áreas em estudo, quando comparado os resultados de área basal e de serapilheira acumulada. Todavia, seria necessário um estudo mais detalhado para maior compreensão, pois existem vários fatores bióticos e abióticos que comprometem a produção de serapilheira, como tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, características genéticas das plantas, idade, densidade, deciduidade da vegetação, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e características do solo (PINTO et al., 2008; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003; GONZALEZ; GALLARDO, 1982).

Independentemente do motivo, tendo em vista que Mateus et al. (2013) afirmam que a serapilheira atua desde o recebimento dos propágulos até sua germinação e desenvolvimento; fica claro que as áreas em restauração apresentam condições de serapilheira satisfatórias para proporcionar ciclagem de nutrientes, favorecer a chegada de propágulos, a germinação e o estabelecimento da regeneração, porém, ainda não se aproximam de R.

#### 4.7. REGENERAÇÃO NATURAL

Com relação à regeneração natural, em 2017, ANA apresentou apenas quatro indivíduos pertencentes a duas espécies; enquanto AA, 19 indivíduos pertencentes a nove espécies, e R apresentou 208 indivíduos pertencentes a 42 espécies. Todavia, em 2019, o número de indivíduos de ANA subiu para 54 e, de espécies, para 23, e, em AA, subiu para 165 indivíduos pertencentes a 30 espécies (Tabela 9).

**Tabela 9.** Composição florística, número de indivíduos, grupos ecológicos (GE: Pi - pioneira; Si - secundária inicial; St - secundária tardia; e Sc - sem classificação) e síndromes de dispersão dos indivíduos regenerantes (SD: Zoo - zoocórica; Ane - anemocórica; e Auto - autocórica) encontrados em duas áreas de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento florestal de referência (R).

Espécies – Regenerantes	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Anacardiaceae</b>							
<i>Anacardium occidentale</i> L.			1			Pi	Zoo
<i>Mangifera indica</i> L.**		1				Sc	Zoo
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi		3				Pi	Zoo
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.		2	1	14	3	Pi	Zoo
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.					17	Si	Zoo
<b>Annonaceae</b>							
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.					6	St	Zoo
Não identificada					8	-	-
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.		1		4		Pi	Zoo
<b>Apocynaceae</b>							
<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.		1				Si	Ane
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. Ex Mull. Arg.*				1		St	Ane
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson*					1	Si	Ane
<b>Araliaceae</b>							
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Manguire, Steyerl. & Frodin				14	4	Pi	Zoo
<b>Bignoniaceae</b>							
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos		2		4		-	Ane
<i>Handroanthus</i> sp. 2				1		-	Ane
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore				1		Si	Ane
<i>Tabebuia stenocalyx</i> Sprague & Stapf*				1		-	Ane
<b>Bixaceae</b>							
<i>Bixa orellana</i> L.				1		St	Zoo

Continua...

Tabela 9, continuação.

Espécies – Regenerantes	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Burseraceae</b>							
<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand					2	St	Zoo
<i>Protium giganteum</i> Engl.*				1	1	St	Zoo
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand				1	12	St	Zoo
<b>Chrysobalanaceae</b>							
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.					2	St	Zoo
<b>Clusiaceae</b>							
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.				1	2	Si	Zoo
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.					3		Zoo
<b>Elaeocarpaceae</b>							
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.					1	Sc	Zoo
<b>Euphorbiaceae</b>							
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.					1	Pi	Auto
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.		1				Pi	Zoo
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.				1	1	Si	Auto
<b>Fabaceae</b>							
<i>Abarema cochliacarpus</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes		1				Sc	Zoo
<i>Chamaecrista apoucouita</i> (Aubl.) H.S.Irwin & Barneby*		2				Si	Auto
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith					1	St	Zoo
<i>Hymenaea courbaril</i> L.		1				St	Zoo
<i>Inga capitata</i> Desv.					1	Pi	Zoo
<i>Inga edulis</i> Mart.				4		Pi	Zoo
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz var. <i>ferrea</i>				1		Si	Auto
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.*		1	2	2		Pi	Auto
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.					3	St	Auto
<i>Sclerolobium densiflorum</i> Benth.					1	Sc	Auto

Continua...

Tabela 9, continuação.

Espécies – Regenerantes	ANA		AA		R 2017	GE	SD		
	2017	2019	2017	2019					
<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke					1	Sc	Zoo		
<b>Humiriaceae</b>									
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme						Si	Zoo		
<b>Hypericaceae</b>									
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy		10	4	22	5	Pi	Zoo		
<b>Lacistemataceae</b>									
<i>Lacistema robustum</i> Schnizl.					7	-	Zoo		
<b>Lamiaceae</b>									
<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke		2	3	9		Pi	Zoo		
<b>Lauraceae</b>									
<i>Ocotea notata</i> (Nees & Mart.) Mez					3	-	Zoo		
<b>Lecythidaceae</b>									
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers		1	1		20	St	Zoo		
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.		2				Si	Auto		
<b>Malpighiaceae</b>									
<i>Byrsonima sericea</i> DC.		2			5	2	Si	Zoo	
<b>Melastomataceae</b>									
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don						18	Pi	Zoo	
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana		1				10	2	Pi	Zoo
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.		4	2			25	1	Si	Zoo
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.						6	16	Pi	Zoo
<b>Moraceae</b>									
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber						13	Si	Zoo	
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.						17	St	Zoo	
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby						1	St	Zoo	
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.						1	Pi	Zoo	

Continua...

Tabela 9, continuação.

Espécies – Regenerantes	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Myrtaceae</b>							
<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg					1	Sc	Zoo
<i>Myrcia sylvatica</i> (G. Mey.) DC.				1	7	Si	Zoo
<i>Psidium guineense</i> Sw.	3	10	1	3		Si	Zoo
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels**		1		2		Pi	Zoo
<b>Nyctaginaceae</b>							
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan					1	Sc	Zoo
<b>Ochnaceae</b>							
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.					2	Sc	Zoo
<b>Peraceae</b>							
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.					7	St	Auto
<b>Phyllanthaceae</b>							
<i>Richeria</i> sp.					1	-	Auto
<b>Polygonaceae</b>							
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.				1		Si	Ane
<b>Rubiaceae</b>							
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.					1	Pi	Zoo
<b>Salicaceae</b>							
<i>Casearia javitensis</i> Kunth					15	Si	Zoo
<b>Sapindaceae</b>							
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.		1			4	Si	Zoo
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.					5	Si	Zoo
<b>Sapotaceae</b>							
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.)		1		2		Sc	Zoo
<b>Siparunaceae</b>							
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.					1	Si	Zoo

Continua...

Tabela 9, continuação.

Espécies – Regenerantes	ANA		AA		R	GE	SD
	2017	2019	2017	2019	2017		
<b>Urticaceae</b>							
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	3	4	6	7	Pi	Zoo
<b>Total</b>	4	54	19	165	208		

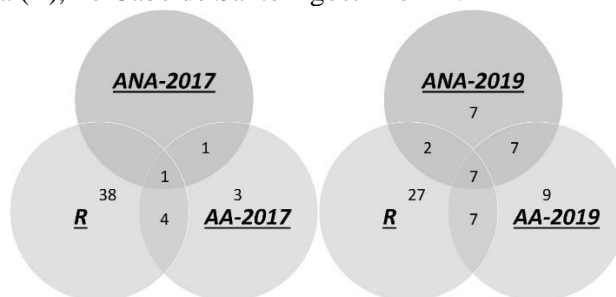
\*Espécie exótica regional.

\*\*Espécie exótica.



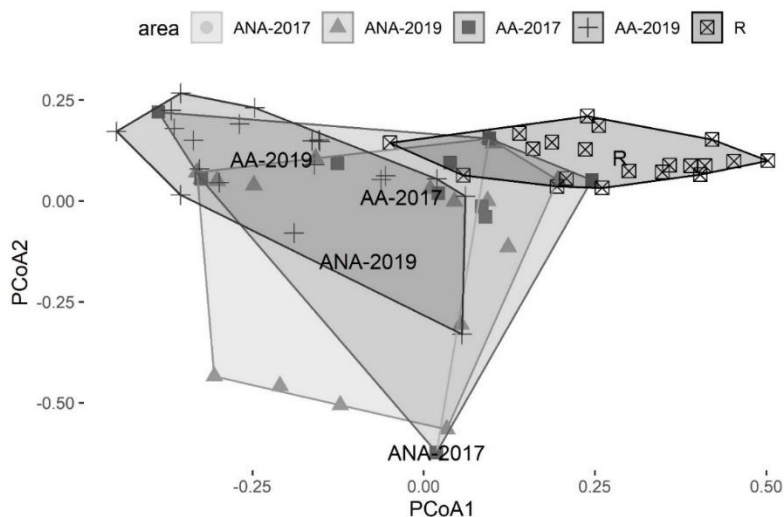
Em 2017, existia apenas uma espécie em comum entre as três áreas, em 2019, esse quantitativo subiu para 7. ANA apresentou apenas 9 indivíduos em comum com R, AA apresentou 14 (Figura 21).

**Figura 21.** Diagramas com o número de espécies regenerantes de ocorrência em duas áreas em processo de restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais) em 2017 (diagrama a esquerda) (A) e em 2019 (diagrama da direita) (B) e em um fragmento de referência (R), no Cabo de Santo Agostinho-PE.



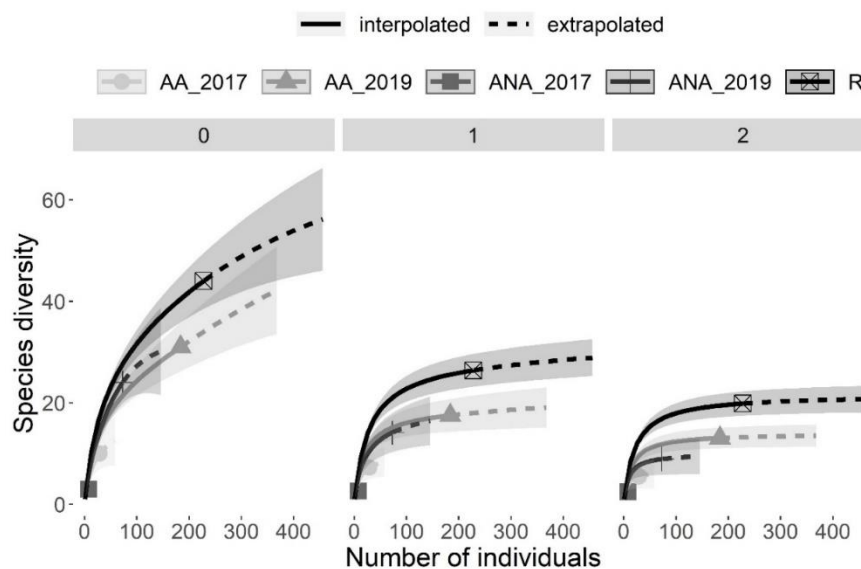
A composição de R não se mostrou similar com nenhuma das duas áreas em nenhum dos tempos, porém, ao comparar o agrupamento das parcelas entre adultos e regenerantes, observa-se que os regenerantes estão mais próximos da similaridade com as áreas do que os adultos (Figura 22).

**Figura 22.** Ordenação do PCoA entre parcelas de espécies regenerantes em diferentes áreas em processo de restauração florestal, em floresta ombrófila densa de terras baixas, Pernambuco-Brasil. Os círculos, triângulos, quadrados, cruzes e quadrados-cruzados denotam as estimativas de distância (“method” = Chao-Sorenson) entre o número de indivíduos de cada espécie dentro das parcelas amostrais entre diferentes áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Em que ANA-2017, ANA-2019, AA-2017, AA-2019 e R representam os centroides de cada agrupamento.



Em termos de diversidade, os regenerantes apresentaram um comportamento semelhante aos adultos, em que AA-2019 apresenta-se mais próximo R, com sobreposição nos intervalos de confiança na riqueza (Figura 23).

**Figura 23.** Curvas de amostragem por interpolação (—) e extrapolação (---), com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas), obtidas pelo método de *bootstrap*, baseado em aleatorizações. Os dados dos indivíduos regenerantes de duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R) são demonstrados separadamente para ordem  $q = 0$  (riqueza de espécies),  $q = 1$  (índice de diversidade de Shannon) e  $q = 2$  (índice de diversidade de Simpson).



Holl et al. (2013) mostram que plantio total e nucleação aumentam, substancialmente, abundância e diversidade do recrutamento de árvores; além disso, também observaram que uma cobertura de dossel variável não resulta em um recrutamento mais diversificado na fase inicial de sucessão.

Então, a diversidade e densidade da regeneração natural em áreas sob restauração são influenciadas pelo tempo, isso pode ser constatado observando resultados como o de Londe et al. (2015), que encontraram 13 espécies e 192 indivíduos, sendo que duas espécies representam 78,6% no número de indivíduos, em área com 5 anos; enquanto Paiva et al. (2015) amostraram 1.224/ha indivíduos pertencentes a 40 espécies, em área com 10 anos.

Além do fator tempo, outro que parece ter inibido a regeneração até 2016, nas áreas de estudo, são os tratos silviculturais, aparentemente, apenas após a interrupção desses, a regeneração consegue se estabelecer, também observado por Trentin et al. (2018), que

encontraram uma média de 9 ind./ha pertencentes a 4 espécies, e atribuíram os baixos valores aos tratos culturais, como roçagem e aplicação de herbicida.

Outra questão comentada por Groeneveld et al. (2009) é que a regeneração sofre influência da conectividade da paisagem. Essa constatação pode ser observada nesse estudo, pois ANA e AA apresentam mesmo tempo de implantação, mesmo espaçamento e tratos silviculturais, logo, os maiores valores de espécie e indivíduos em AA estão principalmente relacionados à conectividade.

De modo similar ao observado neste estudo, Devlaeminck, Bossuyt e Hermy (2005), avaliando a dispersão de sementes de uma floresta para áreas adjacentes, constataram que a densidade e a riqueza de espécies do banco de sementes do solo foram significativamente maiores quando adjacentes à floresta e diminuíram significativamente com a distância.

Por outro lado, investigando os efeitos da intensidade da urbanização nos atributos estrutural-taxonômicos da floresta, padrões de paisagem e suas associações em Changchun, nordeste da China, Zhang et al. (2017) observaram que a densidade das árvores e a riqueza de espécies exibiram aumentos estritamente monotônicos com a intensidade da urbanização. Porém, analisando os parâmetros de regeneração, encontrou-se maior densidade e riqueza no ambiente menos urbanizado.

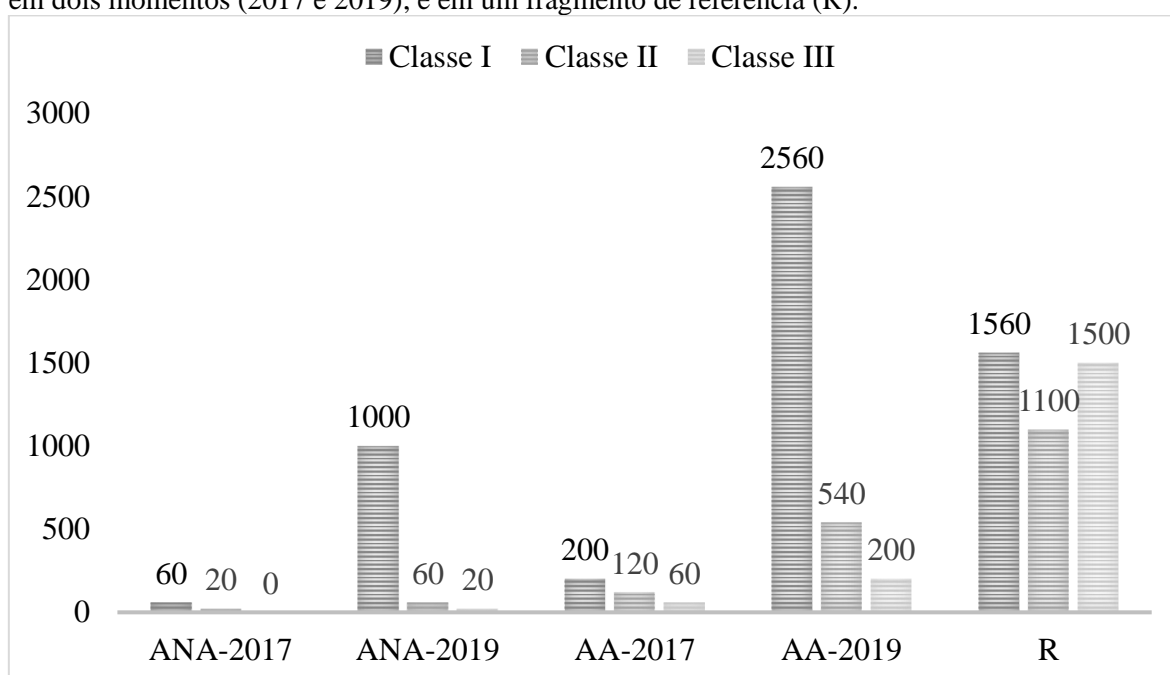
É importante citar que cinco espécies tardias apareceram em AA, uma ocorrendo apenas em 2017 (*Eschweilera ovata*) e quatro em 2019 (*Aspidosperma spruceanum*, *Bixa orellana*, *Protium giganteum* and *Protium heptaphyllum*), e apenas duas apareceram em ANA - 2019 (*Eschweilera ovata* e *Hymenaea courbaril*). Um dos motivos para isso foi comentado por Jesus et al. (2012), que disseram que as espécies de estágios finais de sucessão dispersas por animais são encontradas à medida que a área do fragmento aumenta e o isolamento de espécies diminuí. Também que, Niederhauser e Matlack (2017), ao estudar a dispersão de erva florestal perene por vertebrados, observaram que existe uma tendência da dispersão estar mais relacionada à proximidade de árvores do que a microhabitats.

Estudando a importância da presença de espécies de sombra em plantios de *Grevillea robusta* na dispersão de espécies arbóreas, Chetana e Ganesh (2012) observaram que existe uma forte influência da presença de espécies de sombra na chegada de propágulos. Considerando os baixos valores de espécies tardias nas árvores de ANA e AA, a maior ocorrência de espécies e indivíduos em AA aparenta ser por influência de R.

Então, o aumento da conectividade e a proximidade de espécies tardias entre AA e R favorecem a manutenção e expansão dos processos ecológicos envolvidos, formando um ciclo de influências positivas.

Com relação ao número de indivíduos por classe de altura, observa-se que AA apresenta melhor estrutura do que ANA, pois apresenta maior ocorrência de espécies nas classes de altura II e III, tanto em termos quantitativos quanto proporcionais (Figura 24).

**Figura 24.** Densidade absoluta por classes de altura da regeneração natural para duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R).



Classe I:  $1,0 \leq H \leq 2,0$  m; Classe II:  $2,0 < H \leq 3,0$  m; Classe III:  $H > 3,0$  m e  $CAP < 15,0$  cm (MARANGON et al., 2008).

Considerando que a densidade de regenerantes pode, indiretamente, refletir processos ecológicos, como a produção de sementes, a dispersão, germinação e estabelecimento de propágulos (MIRANDA et al., 2018); novamente, AA demonstra que o restabelecimento de seus processos está mais avançado.

As espécies que mantiveram os maiores valores de regeneração natural total foram *Cecropia pachystachya* e *Psidium guineense*, para ANA; e *Cecropia pachystachya*, *Vismia guianensis* e *Miconia minutiflora*, para AA (Tabela 10). Dessas, apenas *Psidium guineense* não faz parte da composição de R e nenhuma das que fazem, apresenta valores altos de RNT, sugerindo que a dinâmica da regeneração de R encontra-se numa fase diferente das áreas em restauração.

**Tabela 10.** Estrutura horizontal por três classes de altura dos indivíduos regenerantes de duas áreas em restauração (ANA não adjacente a fragmentos florestais e AA adjacente a fragmentos florestais), em dois momentos (2017 e 2019), e em um fragmento de referência (R). Em que: DR - densidade relativa, FR - frequência relativa, RNC - regeneração natural por classe e RNT - regeneração natural total.

<b>Espécies - ANA_2017</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Cecropia pachystachya</i>	0	0	0	100	100	100	0	0	0	33,3
<i>Psidium guineense</i>	100	100	100	0	0	0	0	0	0	33,3
<b>Espécies - ANA_2019</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	2,5	2,3	33,3	33,3	33,3	100	100	100	45,2
<i>Psidium guineense</i>	18	15	16,5	33,3	33,3	33,3	0	0	0	16,6
<i>Miconia minutiflora</i>	6	5	5,5	33,3	33,3	33,3	0	0	0	12,9
<i>Vismia guianensis</i>	20	15	17,5	0	0	0	0	0	0	5,8
<i>Schinus terebinthifolia</i>	6	7,5	6,8	0	0	0	0	0	0	2,3
<i>Byrsonima sericea</i>	4	5	4,5	0	0	0	0	0	0	1,5
<i>Chamaecrista ensiformis</i>	4	5	4,5	0	0	0	0	0	0	1,5
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	4	5	4,5	0	0	0	0	0	0	1,5
<i>Tapirira guianensis</i>	4	5	4,5	0	0	0	0	0	0	1,5
<i>Aegiphila pernambucensis</i>	4	2,5	3,3	0	0	0	0	0	0	1,1
<i>Lecythis pisonis</i>	4	2,5	3,3	0	0	0	0	0	0	1,1
<i>Abarema cochliacarpus</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Allophylus edulis</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Aspidosperma discolor</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Escheweilera ovata</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Hymenaea courbaril</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Mabea fistulifera</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Mangifera indica</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Miconia albicans</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Pouteria glomerata</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<i>Syzygium cumini</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8

Continua...

Tabela 10, continuação.

<b>Espécies - ANA_2019</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Xylopia frutescens</i>	2	2,5	2,3	0	0	0	0	0	0	0,8
<b>Espécies - AA_2017</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Cecropia pachystachya</i>	10	14,3	12,1	33,3	33,3	33,3	33,3	50	41,7	29
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	0	0	0	0	0	0	66,7	50	58,3	19,4
<i>Vismia guianensis</i>	40	28,6	34,3	0	0	0	0	0	0	11,4
<i>Aegiphila pernambucensis</i>	20	14,3	17,1	16,7	16,7	16,7	0	0	0	11,3
<i>Miconia minutiflora</i>	10	14,3	12,1	16,7	16,7	16,7	0	0	0	9,6
<i>Eschweilera ovata</i>	0	0	0	16,7	16,7	16,7	0	0	0	5,6
<i>Tapirira guianensis</i>	0	0	0	16,7	16,7	16,7	0	0	0	5,6
<i>Anacardium occidentale</i>	10	14,3	12,1	0	0	0	0	0	0	4
<i>Psidium guineense</i>	10	14,3	12,1	0	0	0	0	0	0	4
<b>Espécies - AA_2019</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Miconia minutiflora</i>	14,1	12,9	13,5	18,5	16,7	17,6	20	22,2	21,1	17,4
<i>Cecropia pachystachya</i>	0	0	0	7,4	11,1	9,3	40	33,3	36,7	15,3
<i>Vismia guianensis</i>	11,7	9,4	10,6	22,2	16,7	19,4	10	11,1	10,6	13,5
<i>Schefflera morototoni</i>	7	8,2	7,6	14,8	11,1	13	10	11,1	10,6	10,4
<i>Clidemia hirta</i>	12,5	10,6	11,5	7,4	5,6	6,5	0	0	0	6
<i>Miconia albicans</i>	5,5	7,1	6,3	11,1	11,1	11,1	0	0	0	5,8
<i>Psidium guineense</i>	1,6	2,4	2	0	0	0	10	11,1	10,6	4,2
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	10	11,1	10,6	3,8
<i>Aegiphila pernambucensis</i>	6,3	4,7	5,5	3,7	5,6	4,6	0	0	0	3,4
<i>Tapirira guianensis</i>	10,9	5,9	8,4	0	0	0	0	0	0	2,8
<i>Inga edulis</i>	2,3	3,5	2,9	3,7	5,6	4,6	0	0	0	2,5
<i>Miconia prasina</i>	4,7	4,7	4,7	0	0	0	0	0	0	1,6
<i>Clusia nemorosa</i>	0	0	0	3,7	5,6	4,6	0	0	0	1,5
<i>Tabebuia aurea</i>	0	0	0	3,7	5,6	4,6	0	0	0	1,5
<i>Triplaris americana</i>	0	0	0	3,7	5,6	4,6	0	0	0	1,5

Continua...

Tabela 10, continuação.

<b>Espécies - AA_2019</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	3,1	4,7	3,9	0	0	0	0	0	0	1,3
<i>Xylopia frutescens</i>	3,1	4,7	3,9	0	0	0	0	0	0	1,3
<i>Byrsonima sericea</i>	3,9	3,5	3,7	0	0	0	0	0	0	1,2
<i>Pouteria glomerata</i>	1,6	2,4	2	0	0	0	0	0	0	0,7
<i>Syzygium cumini</i>	1,6	2,4	2	0	0	0	0	0	0	0,7
<i>Ocotea notata</i>	2,3	1,2	1,8	0	0	0	0	0	0	0,6
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Bixa orellana</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Handroanthus</i> sp. 2	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Libidibia ferrea</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Maprounea guianensis</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Myrcia sylvatica</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Protium giganteum</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Protium heptaphyllum</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<i>Tabebuia stenocalyx</i>	0,8	1,2	1	0	0	0	0	0	0	0,3
<b>Espécies - R</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Eschweilera ovata</i>	11,54	12,07	11,81	9,09	6,52	7,81	8	9,38	8,69	9,43
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	5,13	5,17	5,15	3,64	2,17	2,91	14,67	14,06	14,37	7,47
<i>Brosimum rubescens</i>	10,26	6,9	8,58	5,45	4,35	4,9	8	7,81	7,91	7,13
<i>Casearia javitensis</i>	7,69	5,17	6,43	9,09	6,52	7,81	5,33	6,25	5,79	6,68
<i>Protium heptaphyllum</i>	3,85	3,45	3,65	10,91	13,04	11,98	4	3,13	3,57	6,4
<i>Brosimum guianense</i>	3,85	3,45	3,65	5,45	6,52	5,99	9,33	9,38	9,36	6,33
<i>Miconia prasina</i>	8,97	6,9	7,94	5,45	6,52	5,99	4	3,13	3,57	5,83
Não identificada	7,69	8,62	8,16	3,64	4,35	4	0	0	0	4,05
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	0	0	0	5,45	6,52	5,99	5,33	4,69	5,01	3,67
<i>Guatteria pogonopus</i>	2,56	3,45	3,01	3,64	4,35	4	2,67	3,13	2,9	3,3
<i>Lacistema robustum</i>	6,41	6,9	6,66	0	0	0	2,67	3,13	2,9	3,19

Continua...

Tabela 10, continuação.

<b>Espécies - R</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Cecropia pachystachya</i>	6,41	3,45	4,93	3,64	4,35	4	0	0	0	2,98
<i>Vismia guianensis</i>	2,56	3,45	3,01	3,64	4,35	4	1,33	1,56	1,45	2,82
<i>Miconia minutiflora</i>	0	0	0	0	0	0	8	6,25	7,13	2,38
<i>Cupania racemosa</i>	0	0	0	5,45	2,17	3,81	2,67	3,13	2,9	2,24
<i>Myrcia sylvatica</i>	3,85	5,17	4,51	1,82	2,17	2	0	0	0	2,17
<i>Allophylus edulis</i>	2,56	3,45	3,01	0	0	0	2,67	3,13	2,9	1,97
<i>Parkia pendula</i>	1,28	1,72	1,5	3,64	4,35	4	0	0	0	1,83
<i>Maprounea guianensis</i>	2,56	3,45	3,01	1,82	2,17	2	0	0	0	1,67
<i>Symphonia globulifera</i>	1,28	1,72	1,5	1,82	2,17	2	1,33	1,56	1,45	1,65
<i>Byrsonima sericea</i>	0	0	0	3,64	4,35	4	0	0	0	1,33
<i>Schefflera morototoni</i>	0	0	0	0	0	0	4	3,13	3,57	1,19
<i>Tapirira guianensis</i>	0	0	0	0	0	0	4	3,13	3,57	1,19
<i>Hirtella racemosa</i>	1,28	1,72	1,5	1,82	2,17	2	0	0	0	1,17
<i>Sloanea guianensis</i>	1,28	1,72	1,5	1,82	2,17	2	0	0	0	1,17
<i>Ouratea hexasperma</i>	0	0	0	1,82	2,17	2	1,33	1,56	1,45	1,15
<i>Protium aracouchini</i>	2,56	3,45	3,01	0	0	0	0	0	0	1
<i>Clusia nemorosa</i>	0	0	0	3,64	2,17	2,91	0	0	0	0,97
<i>Eugenia umbrosa</i>	0	0	0	1,82	2,17	2	0	0	0	0,67
<i>Guapira laxa</i>	0	0	0	1,82	2,17	2	0	0	0	0,67
<i>Dialium guianense</i>	1,28	1,72	1,5	0	0	0	0	0	0	0,5
<i>Helicostylis tomentosa</i>	1,28	1,72	1,5	0	0	0	0	0	0	0,5
<i>Himatanthus phagedaenicus</i>	1,28	1,72	1,5	0	0	0	0	0	0	0,5
<i>Sclerolobium densiflorum</i>	1,28	1,72	1,5	0	0	0	0	0	0	0,5
<i>Siparuna guianensis</i>	1,28	1,72	1,5	0	0	0	0	0	0	0,5
<i>Aparisthium cordatum</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48
<i>Inga capitata</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48
<i>Miconia albicans</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48

Continua...



Tabela 10, continuação.

<b>Espécies - R</b>	<b>DR1</b>	<b>FR1</b>	<b>RNC1</b>	<b>DR2</b>	<b>FR2</b>	<b>RNC2</b>	<b>DR3</b>	<b>FR3</b>	<b>RNC3</b>	<b>RNT</b>
<i>Protium giganteum</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48
<i>Psychotria carthagenensis</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48
<i>Richeria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48
<i>Sorocea hilarii</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48
<i>Swartzia pickelii</i>	0	0	0	0	0	0	1,33	1,56	1,45	0,48

Assim, pode-se afirmar que a composição florística e a estrutura dos regenerantes ainda são distintas ao ecossistema de referência, porém, em 2019, apresenta uma diversidade mais próxima, bem como valores estruturais com esta tendência, sugerindo que AA atingirá uma similaridade com R mais rápida do que ANA.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A hipótese que existe influência da proximidade a fragmentos florestais de área em restauração sob plantio total seria rejeitada, se considerado resultados apenas aos seis anos, porém, as análises realizadas aos oito anos demonstram que a hipótese é verdadeira. Todavia, é importante que mais áreas num contexto similar, bem como monitoramentos prolongados, sejam realizados para se considerar um padrão.

Ressalta-se que existem três possíveis contextos para explicar o porquê de os resultados da área adjacente serem melhores: (1) influência positiva dos fragmentos adjacentes; (2) influência negativa do entorno da área não adjacente; ou (3) ambos os contextos simultaneamente.

De modo geral, afirma-se que, em áreas adjacentes a fragmentos florestais, a realização de plantio total é viável e, quando executado adequadamente, acelera o restabelecimento dos processos ecológicos. Esse contexto parece ser adequado para situações em que a restauração é oriunda de compensação ambiental como consequência de supressão vegetal, em que o tempo é relevante, pois quanto mais demorado maior o custo para o Estado.

Também, é possível afirmar que:

- A proximidade a fragmentos otimizou a chegada de espécies finais de sucessão;
- Aos seis anos, vários indivíduos e espécies não atingiram um CAP > 15 cm; e
- As manutenções prolongadas, como roço, podem retardar o estabelecimento da regeneração natural.

A hipótese de que a paisagem é influenciada por projetos de restauração também foi considerada verdadeira. Em apenas oito anos de plantio, foi possível reduzir a fragmentação, pela agregação da adjacência e, conseqüentemente, pela formação fragmentos maiores. Tanto as análises de paisagem quanto os dados de campo sugerem que a estrutura da paisagem minimiza ou otimiza seus efeitos.

Os parâmetros de densidade, cobertura de copa, classificação e NDVI demonstram que imagens apresentam coerência com os dados *in loco*, porém os dados só permitem corroborar o interior das áreas em restauração.

Os resultados da regeneração natural também corroboram as rotas de dispersão, tendo em vista que, desde 2011, demonstraram maior probabilidade de chegada de propágulos e não apresentaram vias estaduais e áreas urbanas como barreiras, e evidenciaram maior diversidade e densidade.

## 6. RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

Com seis anos de plantio, foi possível visualizar aves e mamíferos de pequeno e médio porte, dessa forma seria importante conduzir monitoramentos com esse propósito (Figura 25).

Considerando que uma área apresenta ambiente urbano adjacente e a outra não, seria relevante analisar a percepção ambiental do meio urbano x agropecuário, quando adjacentes a áreas em restauração.

Áreas em restauração com poucos anos de plantio tendem a apresentar baixo número de indivíduos regenerantes, por isso, recomenda-se utilizar a parcela dos indivíduos adultos para coleta de dados dos regenerantes.

**Figura 25.** Fauna e indícios de fauna em áreas de restauração florestal, com seis anos após o plantio, no Cabo de Santo Agostinho-PE.



## REFERÊNCIAS

ACHURY, R.; SUAREZ, A.V. Richness and Composition of Ground-dwelling Ants in Tropical Rainforest and Surrounding Landscapes in the Colombian Inter-Andean Valley. **Neotropical Entomology**, v. 47, p. 731–741, 2018.

AGAREZ, F.V., VICENS, R.S., CRUZ, C.M., NOGUEIRA, C.R., GARAY, I. The use of vegetation index in the integrated classification of forest fragments of the Atlantic rain forest in Sooretama, Brazil. In: X BRAZILIAN SYMPOSIUM OF REMOTE SENSING, 2001, São Paulo. **Anais [...]**. São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1499–1507.

ALIXANDRINI JUNIOR, M.J.; VALADARES, J. O.; LOCH, C. Canopy Height Models to Monitor Areas Under Degradation in Mixed Ombrophile. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.40, n.5, p.959-964, 2016.

ALMEIDA, D.S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Editora Editus, 2016. 200 p.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlim, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

AMARAL, W.G.; PEREIRA, I.M.; AMARAL, C.S.; MACHADO, E.L.M.; RABELO, L.D.O. Dinâmica da flora arbustivo-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro em Diamantina, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 4, p. 713-725, 2013.

ANTUNES, M.A.H.; DEBIASI, P.; SIQUEIRA, J.C. dos S. Avaliação espectral e geométrica das imagens RapidEye e seu potencial para o mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.66, p.101-113, 2014.

ANTUNES, M.A.H.; SIQUEIRA, J.C.S. Características das imagens RapidEye para mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO 16., 2013, Paraná. **Anais [...]**, Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 0547-0554.

APARICIO, P.S.; SOTTA, E.D.; GUEDES, M.C.; APARÍCIO, W.C. da S.; OLIVEIRA, L. P.; SOUZA, R. N. Níveis de Regeneração natural em floresta de terra firme no Amapá Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.4, p.699-710, 2014.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, p. 1-20, 2016.

ARAÚJO, J.K.S.; SOUZA-JÚNIOR, V.S.; MARQUES, F.A.; VORONEY, P.; SOUZA, R.A.S. Assessment of carbon storage under rainforests in Humic Hapludox along a climosequence extending from the Atlantic coast to the highlands of northeastern Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 568, p. 339–349, 2016.

ASSIS, G.B.; SUGANUMA, M. S.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no estado de São Paulo (1957 - 2008). **Revista Árvore**, Viçosa, v.37, n.4, p.599-609, 2013.

AUMOND, J.J.; LOCH, C.; COMIN, J.J. Abordagem sistêmica e o uso de modelos para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.6, p.1099-1118, 2012.

ÁVILA, M.A.; SOUZA, S.R.; VELOSO, M. das V.M.; SANTOS, R.M.; FERNANDES, L.A.; NUNES, Y.R.F. Structure of natural regeneration in relation to soil properties and disturbance in two swamp forests. **Cerne**, Lavras, v. 22, n. 1, p. 1-10, 2016.

AZUMA, W.; NAKASHIMA, S.; YAMAKITA, E.; ISHII, H.R.; KURODA, K. Water retained in tall *Cryptomeria japonica* leaves as studied by infrared micro-spectroscopy. **Tree Physiology**, v. 37, n. 10, p. 1367-1378, 2017.

BARAGUER, L.; ESCUDEIRO, A.; MARTÍN-DUQUE, J.F.; MOLA, I.; ARONSON, J. The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone Concept. **Biological Conservation**, Oxford, v. 176, p. 12–20, 2014.

BARBOSA, L.M. et al. Práticas e políticas públicas para a restauração ecológica a partir de reflorestamentos com alta diversidade de espécies regionais. In: MARTINS, S. V. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Viçosa, UFV, p. 41-68, 2012.

BARRIENTOS, A.; COLORADO, J.; CERRO, J.; MARTINEZ, A.; ROSSI, C.; SANZ, D.; VALENTE, J. Aerial remote sensing in agriculture: a practical approach to area coverage and path planning for fleets of mini aerial robots. **Journal of Field Robotics**, v. 28, n. 5, p. 667-689, 2011.

BARZAN, F.R.; BAIGORRIA, J.M.E.; BÓ, R.F. Bird community diversity in three habitat types in an ecological corridor in the atlantic forest of misiones province, Argentina. **Tropical Conservation Science**, Países Baixos, v.8, n. 4, p. 955-974, 2015.

BATISTA, A.P.B.; BARBOSA, L.M.; SHIRASUNA, R.T.; COUTO, H.T.Z. Dynamics and prediction of diametric structure in two atlantic forest fragments in northeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.40, n.2, p.307-317, 2016.

BAYNES, J.; HERBOHN, J.; CHAZDON, R.L.; NGUYEN, H.; FIRN, J.; GREGORIO, N.; LAMB, D. Effects of fragmentation and landscape variation on tree diversity in post-logging regrowth forests of the Southern Philippines. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 923–941, 2016.

BERGÈS, L.; CHEVALIER, R.; AVON, C. Influence of forest road, road-surfacing material and stand age on floristic diversity and composition in a nutrient-poor environment. **Applied Vegetation Science**, v. 16, p. 470–479, 2013.

BÉRUBÉ, V.; ROCHEFORT, L.; LEVOIE, C. Fen restoration: defining a reference ecosystem using paleoecological stratigraphy and present-day inventories. **Botany**, v. 95, p. 731–750, 2017.

BIEBER, A.G.D.; OLIVEIRA, M.A.; WIRTH, R.; TABARELLI, M.; LEAL, I.R. Do abandoned nests of leaf-cutting ants enhance plant recruitment in the Atlantic Forest? **Austral Ecology**, v. 36, p. 220–232, 2011.

BOSA, D.M.; PACHECO, D.; PASETTO, M.R.; SANTOS, R. florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta ombrófila densa montana em Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.39, n.1, p.49-58, 2015.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. p. 14-39.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; BARBOSA, L.M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASIL. Decreto-lei n.º 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências.

BREARLY, F.Q.; PRAJADINATA, S.; KIDD, P.S.; PROCTOR, J.; SURIANTATA. Structure and floristics of an old secondary rain forest in central Kalimantan, Indonesia, and a comparison with adjacent primary forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 195, p. 385–397, 2004.

BRITO, A.C.S.; FERRARO, A.; ASSUNÇÃO, V.A.; BURNHAM, R.J.; SARTORI, A.L.B. Liana species composition differs, in spite of trait similarities, in two adjacent forest types in Central Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 65, n. 3, p. 1215-1225, 2017.

BRITES, D.I.S.; SILVA, E.A.; GOERGEN, L.C.G.; NUNES, M.M.C.; PEREIRA, R.S. Dinâmica espaço-temporal do uso de solo da terra da microrregião na Campanha Central do Rio Grande do Sul entre os anos de 1992 e 2010. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 13, n. 13, p. 2701- 2709, 2013.

BROKAW N.V.L. Gap-Phase Regeneration in a Tropical Forest. **Ecology**, New York, v. 66, p. 682–687, 1985.

BUTLER, R.; MONTAGNINI, F.; ARROYO, P. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 2251–2263, 2008.

CABACINHA, C.D.; CASTRO, S.S. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 2157–2165, 2009.

CAI, H.; YANG, X.; XU, X. Human-induced grassland degradation/restoration in the central Tibetan Plateau: The effects of ecological protection and restoration projects. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 112–119, 2015.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas, Instituto Agronômico, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada)

CAMPOS, W.H.; MARTINS, S.V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of Barroso, MG, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.40, n.2, p.189-196, 2016.

CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A.C.D.; COELHO, S.; COELHO, J.C.; SCHIEVENIN, D. F.; CARMO, J. B. Recovery of richness, biomass and density in Atlantic rainforest areas after clearcutting. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 3, p. 499-508, 2016.

CARNAUBA, A.F. **Análise da restauração passiva por meio de indicadores ecológicos em floresta tropical, Alagoas – Brasil**. 2020. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

CIELO-FILHO, R.; SOUZA, J.A.D. de; FRANCO, G.A.D.C. Estádio inicial de sucessão em floresta estacional semidecidual: implicações para a restauração ecológica. **Revista do Instituto Florestal**, v. 25, n. 1, p. 65-89, 2013.

CHAILLOUX, M.; AMSALLEM, J. **Méthode de perméabilité des milieux: Concepts et principe**. Irstea, 2020.

CHAO, A.; GOTELLI, N.J.; HSIEH, T.C.; SANDER, E.L.; MA, K.H.; COLWELL, R.K.; ELLISON, A.M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.

CHATELAIN, C.; GAUTIER, L.; SPICHIGER, R. A recent history of forest fragmentation in southwestern Ivory Coast. **Biodiversity Conservation**, v. 5, p. 37-53, 1996.

CHAZDON, P. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHADZON, R.L., GUARIGUATA, M.R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, Washington, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016.

CHENG, Y.; WANG, J.; MARY, B.; ZHANG, J.; CAI, Z.; CHANG, S.X. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 57, p. 848-857, 2013.

CHETANA, H.C.; GANESH, T. Importance of shade trees (*Grevillea robusta*) in the dispersal of forest tree species in managed tea plantations of southern Western Ghats, India. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 28, p. 187–197, 2012.

CHUA, S.C.; RAMAGE, B.S.; NGO, K.M.; POTTS, M.D.; LUM, S.K.Y. Slow recovery of a secondary tropical forest in Southeast Asia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 308, p. 153–160, 2013.

COIMBRA-FILHO, A.F.; CÂMARA, I.G. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira de Conservação da Natureza. 1996.

CORREIA, G.G. de S.; MARTINS, S.V.; MIRANDA-NETO, A.; SILVA, K. de A. Estoque de serapilheira em floresta em restauração e em Floresta Atlântica de tabuleiro no Sudeste Brasileiro. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 1, p. 13-20, 2016.

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

COSTA, M.P.; LONGHI, S.J.; FÁVERO, A.A. Arquitetura e estrutura vertical da comunidade arbórea de uma floresta estacional subtropical. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 4, p. 1443-1454, 2018.

COSTA, M.P.; NAPPO, M.E.; CAÇADOR, F.R.D.; BARROS, H.H.D. Avaliação do processo de reabilitação de um trecho de floresta ciliar na bacia do rio Itapemirim-ES. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 835-851, 2010.

COUTINHO, P.R.O.S.; VALCARCEL, R.; RODRIGUES, P.J.F.P.; BRAGA, J.M.A. Restauração passiva em pastagens abandonadas a partir de núcleos de vegetação na Mata Atlântica, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 3, p. 1307-1323, 2019.

CRK, T.; URIARTE, M.; CORSI, F.; FLYNN, D. Forest recovery in a tropical landscape: what is the relative importance of biophysical, socioeconomic, and landscape variables? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 5, p. 629-642, 2009.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M.; FERREIRA, M.S.; LINDENMAYER, D.B.; GRELE, C.E.V.; BENAYAS, J.M.R. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. **Nature Communications**, v. 7, n. 11666, 2016.

CRUZ, A.B.; DEL CASTILLO, R.F.; ETCHEVERS-BARRA, J.D.; GUTIÉRREZ-CASTORENA, M. del C.; BÁEZ, A. Selection and interpretation of soil quality indicators for forest recovery after clearing of a tropical montane cloud forest in Mexico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 277, p. 74–80, 2012

CUI, J.; CHEN, W.; NEWMAN, C.; HAN, W.; BUESCHING, C.D.; MACDONALD, D.W.; XIE, Z.; ZHOU, Y. Roads disrupt rodent scatter-hoarding seed-dispersal services:



implication for forest regeneration. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 102–108, 2018.

CURSON, M.T., BAKER, S.C., KERN, C.C., PALIK, B.B., D'AMATO, A.W. Influence of mature overstory trees on adjacent 12-year regeneration and the woody understory: aggregated retention versus intact forest. **Forests**, v. 8, n. 31, 2017.

DE BELLO, F.; LAVERGNE, S.; MEYNARD, C.N.; LEP'S, J.; THUILLER, W. The partitioning of diversity: showing Theseus a way out of the labyrinth. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 21, p. 992–1000, 2010.

DEVLAEMINCK, R.; BOSSUYT, B.; HERMY, M. Seed dispersal from a forest into adjacent cropland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 107, p. 57–64, 2005.

DIDHAM, R.K.; BARKER, G.M.; BARTLAM, S.; DEAKIN, E.L.; DENMEAD, L.H.; FISK, L.M.; PETERS, J.M.R.; TYLIANAKIS, J.M.; WRIGHT, H.R.; SCHIPPER, L.A. Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. **Plos One**, Califórnia, v. 10, n. 1, p. 1-32, 2015.

DINIZ, A.R.; MACHADO, D.L.; PEREIRA, M.G.; BALIEIRO, F. de C.; MENEZES, C.E.G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 10, n. 3, p. 443-451, 2015.

DUDLEY, N.; BHAGWAT, S.A.; HARRIS, J.; MAGINNIS, S.; MORENO, J.G.; MUELLER, G.M.; OLDFIELD, S.; WALTERS, G. Measuring progress in status of land under forest landscape restoration using abiotic and biotic indicators. **Restoration Ecology**, Malden, v. 26, n. 1, p. 5–12, 2018

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. In: UEHARA, T. H. K; GANDARA, F. B. (Orgs.). **Cadernos da Mata Ciliar**. São Paulo, SP: CETESB - Biblioteca, n. 4, p. 11 – 29, 2011.

ECHERREVEIA, C.; COOMES, D.A.; HALL, M.; NEWTON, A.C. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. **Ecological modelling**, v. 212, p. 439–449, 2008.

EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisas do Solo. 2011. 132 p.

FERREIRA, M.L.; SILVA, J.L.; PEREIRA, E.E.; LAMANO-FERREIRA, A.P. do N. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.

FERREIRA, R.A.; NETTO, A.O.A.; SANTOS, T.I.S.; SANTOS, B.L.; MATOS, E.L. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim, Estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 2, p. 265-277, 2011.

FERREIRA, W.C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R.; FERREIRA, D. F. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 651-660, 2010.

FLORES, B.; RUMIZ, D.I.; FREDERICKSEN, T.S.; FREDERICKSEN, N.J. El uso de los claros de aprovechamiento forestal por la avifauna de un bosque semidecídúo chiquitano de Santa Cruz, Bolivia. **Hornero**, v.17, p. 3-11, 2002.

FONSECA, D.A.; BACKES, A.R.; ROSENFELD, M. F.; OVERBECK, G. E.; MULLER, S.C. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 521-534, 2017.

FONSÊCA, N.C.; MOREIRA, G.L.; SANTOS, J.N.B.; SILVA, M.I.O.; LIMA, M.C.D.; BARBOSA, A.J.S.; CUNHA, J.S.A.; PIMENTEL, D.J.O.; CARMO, F.C.A.; AMORIM, F.S. Spatial-temporal dynamics of vegetation cover in a diversity hotspot for the conservation of brazilian Cerrado. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 15, 2019.

FRAGOSO, R.O.; TEMPONI, L. G.; GUIMARÃES, A. T. B. Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas em uma área reflorestada do corredor de biodiversidade Santa Matia-PR. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 1003-1013, 2014.

FRAGOSO, R.O.; TEMPONI, L.G.; PEREIRA, D.C.; GUIMARÃES, A. T. B. Recuperação de área degradada no domínio floresta estacional semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 699-711, 2016.

FREITAS, S.R.; NEVES, C.L.; CHERNICHARO, P. Tijuca National Park: two pioneering restorationist initiatives in Atlantic forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 4, 2006.

FUENTES, L.L.R.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; ETCHEVERS, J.; CAMPO, J. Recovery of soil C and N in a tropical pasture: passive and active restoration. **Land Degradation and Development**, v. 26, n. 3, p. 201-210, 2012.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. In:\_\_\_\_\_. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Washington: **Cabs & Island Press**, p. 3-11, 2003.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v.55, n.4, p.753-767. 1995.

GARBIN, M.L.; MISAKI, F.; FERREIRA, P.F.; GUIDONI-MARTINS, K.G.; SOARES, R.B.; MARIOTTE, P.; SANSEVERRO, J.B.B.; ROCHA, P.G.; SILVA, A.G. Long-term regeneration of a tropical plant community after sand mining. **Ecology and Evolution**, n. 8, p. 5712–5723, 2018.

GARMENDIA, A.; RODRÍGUEZ, V.A.; ESTRADA, A.; NARANJO, E.J.; STONER, K.E. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, n. 29, p. 331–344, 2013.

GASTON, K.J.; BLACKBURN, T.M.; LAWTON, J.H. Interspecific abundance-range size relationships: an appraisal of mechanisms. **Journal of Animal Ecology**, n. 66, p. 579–601, 1997.

GERI, F.; ROCCHINI, D.; CHIARUCCI, A., Landscape metrics and topographical determinants of large-scale forest dynamics in a Mediterranean landscape. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 95, p. 46–53, 2010.

GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; BERNACCI, L.C.; CATHATINO, E.L.M.; KNOGGE, C.; METZGER, J.P.; PUTZ, S.; HUTH, A. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, n. 220, p. 2450–2459, 2009.

GRUGIKI, M. A. **Avaliação e manejo adaptativo em áreas sob processo de restauração florestal**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2018. 139f.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, p. 185–206, 2001.

GUIMARÃES, J.C.C.; BARROS, D.A.; PEREIRA, J.A.A.; SILVA, R.A.; OLIVEIRA, A.D. de; BORGES, L.A.C. Cost analysis and ecological benefits of environmental recovery methodologies in Bauxite mining. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 1, p. 9-17, 2013.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. da; BUDKE, J. C.; MANTOVANI, A.; BORTOLUZZI, R. L. da C.; ZIGER, A. A. Influência do clima e de rotas migratórias de espécies arbóreas sobre o padrão fitogeográfico de florestas na região Sul do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 4, p. 539-553, 2013.

HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, E.H.V., SAMUEL, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, p. 339-349, 2000.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, p. 1558–1563, 2011.

HOLL, K.D.; STOUT, V.M.; REID, J.L.; ZAHAWI, R.A. Testing heterogeneity–diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, Berlim, v. 173, p. 569–578, 2013.

HOOFTMAN, D.A.P., BILLETER, R.C., SCHMID, B., DIEMER, M. Genetic effects of habitat fragmentation on common species of Swiss fen meadows. **Conservation Biology**, v. 18, p. 1043-1051, 2004.

HSIEH, T.C.; MA, K.H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

HUANG, F.; CHUNYU, X.; ZHANG, D.; CHEN, X.; OCHOA, C.G. A framework to assess the impact of ecological water conveyance on groundwater-dependent terrestrial ecosystems in arid inland river basins. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 709, p. 136-155, 2020.

HUNTER, M.O.; KELLER, M.; MORTON, D.; COOK, B.; LEFSKY, M.; DUCEY, M.; SALESKA, S.; OLIVEIRA, R.C.; SCHIETTI, J. Structural dynamics of tropical moist forest gaps. **PLoS ONE**, Califórnia, v. 10, n. 7, p. 132-144, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: CDDI/IBGE, Série Manuais Técnicos em Geociências, n. 1, 2012. 271p.

INOUYE, R.S.; TILMAN, D. Convergence and divergence of old-field vegetation after 11 years of nitrogen addition. **Ecology**, New York, v. 76, p. 1872–1887, 1995.

ISHII, H.R.; AZUMA, W.; KURODA, K.; SILLETT, S.C. Pushing the limits to tree height: could foliar water storage compensate for hydraulic constraints in *Sequoia sempervirens*? **Functional Ecology**, Oxford, v. 28, p. 1087–1093, 2014.

JBRJ Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2019. **Lista de Espécies da Flora do Brasil** <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>.

JENSEN, J. R. Sensoriamento remoto da vegetação. *In*: JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2011. Cap. 11, p. 357-410.

JENTSCH, A.; BEIERKUHNLEIN, C.; WHITE, P.S. Scale, the dynamic stability of forest ecosystem, and the persistence of biodiversity. **Silva Fennica**, v. 36, p. 393-400, 2002.

JESUS, F.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; FRANCO, G.A.D.C.; METZGER, J.P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 23, p. 1126–1136, 2012.

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

JONES, F.A.; LANDAU, H.C.M. Measuring long-distance seed dispersal in complex natural environments: an evaluation and integration of classical and genetic methods. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 96, p. 642–652, 2008.

JUVANHOL, R.S.; FIEDLER, N.C.; SANTOS, A.R.; PIROVANI, D.B.; LOUZADA, F.L.R.O.; DIAS, H.M.; TEBALDI, A.L.C. Análise espacial de fragmentos florestais: caso

dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Revista Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantação de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, v. 41, n. 42, p. 83-93, 1989.

KIM, D.G.; MU, S.; KANG, S.; LEE, D. Factors controlling soil CO<sub>2</sub> effluxes and the effects of rewetting on effluxes in adjacent deciduous, coniferous, and mixed forests in Korea. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 576-585, 2010.

KUNZ, S.H.; MARTINS, S.V. Regeneração natural de floresta estacional semidecidual em diferentes estágios sucessionais (Zona da Mata, MG, Brasil). **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 1, p. 111-124, 2014.

KUPFER J.A.; MALANSON G.P.; FRANKLIN S.B. Not seeing the ocean for the islands: The mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, New York, v. 15, p. 8-20, 2006.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v.310, p.1628-1632, 2005.

LANA, M.D.; BRANDÃO, C.F.L.S.; NETTO, S.P.; MARANGON, L.C.; RETSLAFF, F. A. de S. Distribuição diamétrica de *Eschweilera ovata* em um fragmento de floresta ombrófila densa - Igarassu, PE. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 59 - 68, 2013.

LANDIS, R.J.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LANG, S; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. 1ª ed. São Paulo: Oficina de textos. 2009. 405p.

LEAL FILHO, N.; SANTOS, G. R.; FERREIRA, R. L. Comparando técnicas de nucleação utilizadas na restauração de áreas degradadas na Amazônia brasileira. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 587-597, 2013.

LEPS, J.; DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; BERMAN, S. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. **Preslia**, República Tcheca, v. 78, p. 481–501, 2006.

LEVEY, D.L., TEWKSBURY, J.J., BOLKER, B.M. Modelling long-distance seed dispersal in heterogeneous landscapes. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 96, p. 599–608, 2008.

LI, Y.; CAO, Z.; LONG, H.; LIU, Y.; LI, W. Dynamic analysis of ecological environment combined with land cover and NDVI changes and implications for sustainable urbanerural development: The case of Mu Us Sandy Land, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 697-715, 2017.

LIMA, R.B. de A.; LIMA, R.B. de A.; SILVA, J.A.A.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, R.K.S. Florística e diversidade em um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.7, n.3, p.485-492, 2012.

LIMA, R.B. de A.; SILVA, J.A.A.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, R.K.S. Sucessão ecológica de um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.31, n.67, p.161-172, 2011.

LINGNER, D.V.; SCHORN, L.A.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L. de; MEYER, L.; VIBRANS, A.C. Floresta ombrófila densa de Santa Catarina - Brasil: agrupamento e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p. 933-946, 2015.

LIRA, P.K.; TAMBOSI, L.R.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Land-use and land-cover change in Atlantic forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 278, p. 80–89, 2012.

LIU, W.T.H. Aplicações de Sensoriamento Remoto. 2ª edição ampliada: Oficina de Textos, 2015.

LONDE, V.; SOUSA, H. C. de; KOZOVITS, A. R. Assessment of a 5-Year-Old rehabilitated riparian forest: is it already sustainable. **Revista Árvore**, Viçosa, v.39, n.4, p.603-610, 2015.

LV, H.; WANG, W.; HE, X.; XIAO, L.; ZHOU, W.; ZHANG, B. Quantifying tree and soil carbon stocks in a temperate urban forest in Northeast China. **Forests**, v. 7, n. 200., p. 1-18, 2016.

MAECHLER, M.; ROUSSEEUW, P.; STRUYF, A.; HUBERT, M.; HORNIK, K. **Cluster Analysis Basics and Extensions**. R package version 2.1.0., 2019.

MAJUMDAR, K.; DATTA, B.K. Effects of patch size, disturbances on diversity and structural traits of tropical semi-evergreen forest in the lowland Indo Burma hotspot: implication on conservation of the threatened tree species. **Journal of Mountain Science**, v. 13, n. 8, p. 1397-1410, 2016.

MARANGON, G.P.; CRUZ, A.F.; BARBOSA, W.B.; LOUREIRO, G.H.; HOLANDA, A.C. Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um remanescente de mata atlântica, município de Bonito, PE. **Revista Verde**, v.5, n.5, p. 80 – 87, 2010.

MARANGON, L.C.; SOARES, J.J.; FELICIANO, A.L.P.; BRANDÃO, C.F.L.S. Regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 183-191, 2008.

MARCHESAN, J.; LIPPERT, D.B.; PEREIRA, R.S.; BENEDETTI, A.C.P.; NUNES, M.M.C.; BRITES, D.I. Evolução da cobertura florestal nas serras do sudeste, Rio Grande

do Sul, entre 1984 e 2011. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1751-1760, 2012.

MARCUZZO, S.B.; ARAÚJO, M.M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no Sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 1, p. 129-140, 2015.

MARCUZZO, S.B.; ARAÚJO, M.M.; RORATO, D.G.; MACHADO, J. Comparação entre área em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014.

MARCUZZO, S.B.; GANADE, G.; ARAÚJO, M.M.; MUNIZ, M.F.B. Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no Sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 39 - 48, 2013.

MARSDEN, S.; FIELDING, A. Habitat associations of parrots on the Wallacean islands of Buru, Seram and Sumba. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 26, p. 439-446, 1999.

MARTINS, S.V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In:\_\_\_\_\_. **Ecologia de florestas tropicais**. 2. Ed. Viçosa: Editora UFV, 2012. cap. 1, p. 21-52.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2013.

MATEUS, F.A.; MIRANDA, C.C.; VALCARCEL, R.; FIGUEIREDO, P.H.A. Estoque e capacidade de retenção hídrica da serapilheira acumulada na restauração florestal de áreas perturbadas na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 3, p. 336-343, 2013.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 3.3 build 5. Manual do programa. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002. Disponível em: <[www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)>. Acesso em: 10 maio 2018.

MCRAE, B.H.; HOLL, S.A.; BEIER, P.; THEOBALD, D.M. Where to restore ecological connectivity? detecting barriers and quantifying restoration benefits. **Plos One**, Califórnia, v. 7, n. 12, 2012.

MELI, P.; HOLL, K.D.; REY-BENAYAS, J.M.; JONES, H.P.; JONES, P.C.; MONTOYA, D.; MATEOS, D.M. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **Plos One**, Califórnia, v. 12, p. 1–17, 2017.

MILENE, S.; CYSNEIRO, A. de D.; LIMA, A.L.; VEIGA, L.G.; ISERNHAGEN, I.; TAMASHIRO, J.Y.; GANDOLFI, F.; RODRIGUES, R.R. Natural regeneration in abandoned fields following intensive agricultural land use in an Atlantic forest island, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 659-671, 2012.

MIRANDA, C. do C.; COUTO, W.H. do; VALCARCEL, R.; FREITAS, A.F.N. do; FRANCELINO, M.R. Avaliação das preferências ecológicas de *Clidemia urceolata* DC. em ecossistemas perturbado. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1135-1144, 2011.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S.V.; SILVA, K. de A.; GLERIANI, J.M. Banco de sementes do solo e serapilheira acumulada em floresta restaurada. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 609-620, 2014.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S.V.; SILVA, K. de A.; GLERIANI, J.M. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 869-878, 2012.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S.V.; SILVA, K.A.; GLERIANI, J.M. Relações ecológicas entre estratos de uma área restaurada, com 40 anos, Viçosa-MG. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 19, n. 4, p. 393-404, 2012a.

MIRANDA, A.L.T.; TOLEDO-ACEVES T.; BARRERA-LÓPEZ F.; GEREZ-FERNÁNDEZ, P. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. **Ecological Engineering**, v.117, p.50–61, 2018.

MOLINO J.F.; SABATIER, D. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, Washington, v. 294, p. 1702–1704, 2001.

MORAES, M.C.P.; MELLO, K.; TOPPA, R.H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 2, p. 1-8, 2015.

MOREIRA, G.L.; ARAUJO, E.C.G.; CELESTINO, P.C.G.; SILVA, T.C.; SILVA, V.S.; FELICIANO, A.L.P. Landscape ecology and geotechnologies as tools for the management of biological conservation. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 27, n. 1, p. 1-12, 2018.

MUÑIZ-CASTRO, M.A.; WILLIAMS-LINERA, G.; BENAYAS, J.M. Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 431–440, 2006.

NASCIMENTO, H.H.C.; NOGUEIRA, R.J.M.C.; SILVA, E.C.; SILVA, M.A. Análise do crescimento de mudas de jatobá (*Hymenaea Courbaril* L.) em diferentes níveis de água no solo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 617-626, 2011.

NATHAN, R.; SCHURR, F.M.; SPIEGEL, O.; STEINITZ, O.; TRAKHTENBROT, A.; TSOAR, A. Mechanisms of long-distance seed dispersal. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 23, n. 11, p. 638-647, 2008.

NBL – Engenharia Ambiental Ltda e The Nature Conservancy (TNC). **Manual de restauração florestal: um instrumento de apoio à adequação ambiental de propriedades rurais do Pará**. Belém: The Nature Conservancy, 2013. 128 p.



NIEDERHAUSER, E.C.; MATLACK, G.R. Do deer and raccoons defecate in the right place? Fitness consequences of vertebrate seed dispersal for a deciduous forest herb. **Oecologia**, Berlin, v. 183, p. 727–737, 2017.

NILSSON, C., POLVI, L.E., GARDESTRÖM, J., HASSELQUIST, E.M., LIND, L., SARNEEL, J.M. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? **Ecohydrology**, v. 8, p. 753-764, 2015.

NOGUEIRA, A.A.; ROCHA, R.P. The effects of habitat size and quality on the orb-weaving spider guild (Arachnida: Araneae) in an Atlantic Forest fragmented landscape. **Journal of Arachnology**, v. 44, p. 36-45, 2016.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, E.; WAGNER, H., 2017. **Vegan: Community Ecology Package**. R package, version 2.4-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

OLIVEIRA, E.B. **Técnicas de Recuperação de Áreas Ciliares em Tributários do Rio Cruangi, Zona da Mata Norte de Pernambuco**. 2014. 91f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

OLIVEIRA, L.S.B.; MARANGON, L.C.; FELICIANO, A.L.P.; LIMA, A.S.de; CARDOSO, M. de O.; SILVA, V.F. Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.6, n.3, p.502-507, 2011.

OLIVEIRA, L.S.B.; MARANGON, L.C.; FELICIANO, A.L.P.; CARDOSO, M. de O.; LIMA, A.S. de; ALBUQUERQUE, M. de J. B. Fitossociologia da Regeneração natural de uma Floresta Ombrófila Densa em Moreno, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.8, n.1, p.119-124, 2013.

OLIVEIRA-NETO, P.G. de; MELLO, A.A. de; GAMA, D.C.; BARRETO, I.D. de C.; FERREIRA, R.A.; NAKAJIMA, N.Y. Comparação de dimensões de parcelas para análise de vegetação em um fragmento de mata Atlântica, Aracaju, SE. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 45, n. 4, p. 735 - 744, out. / dez., 2015.

OROZCO-ZAMORA, C.; MONTAGNINI, F. Lluvia de semillas y sus agentes dispersores en plantaciones forestales de nueve especies nativas en parcelas puras y mixtas en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. **Recursos Naturales y Ambiente**, Costa Rica, v. 49, p. 131–140, 2007.

OUMET, R.; BOUCHER, J.F.; TREMBLAY, P.; LORD, D. Comparing soil profiles of adjacent forest stands with contrasting tree densities: lichen woodlands vs. black spruce-feathermoss stands in the continuous boreal forest. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 98, p. 458–468, 2018.

OZINGA, W.A., ROMERMANN, C., BEKKER, R.M., PRINZING, A., TAMIS, W.L.M., SCHAMINE, J.H.J., HENNEKENS, S.M., THOMPSON, K., POSCHLOD, P., KLEYER,

M., BAKKER, J.P., VAN GROENENDAEL, J.M. Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. 66-74, 2009.

PAIVA, R.V.E.; RIBEIRO, J.H.C.; CARVALHO, R.A. Estrutura, diversidade e heterogeneidade do estrato regenerante em um fragmento florestal urbano após 10 anos de sucessão florestal. **Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 3, p. 535 - 544, 2015.

PAULA, M.D.; GROENEVELD, J.; HUTH, A. Tropical forest degradation and recovery in fragmented landscapes – Simulating changes in tree community, forest hydrology and carbon balance. **Global Ecology and Conservation**, New York, v. 3, p. 664–677, 2015.

PEJCHAR, L.; PRINGLE, R.M.; RANGANATHAN, J.; ZOOK, J.R.; DURAN, G.; OVIEDO, F.; DAILY, G.C. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. **Biological Conservation**, Oxford, v. 141, p. 536 –544, 2008.

PERKL, R.M. Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 156, p. 44–58, 2016.

PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3.ed. New York: Springer-Verlag, 1982. 90p.

PINTO, S.I.C.; MARTINS, S.V.; BARROS, N.F.; DIAS, H.C.T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 545-556, 2008.

PINTO, S.R.R.; MENDES, G.; DANTAS, M.; SANTOS, A.; MELO, F. Landscape attributes drive complex spatial microclimate configuration of brazilian Atlantic forest fragments. **Tropical Conservation Science**, Países Baixos, v. 3, p. 389-402, 2010.

POLISEL, R.T. Florística e fitossociologia do estrato herbáceo e da regeneração arbórea de trecho de floresta secundária em Jquitiba, SP, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 229-240, 2011.

PURRE, A.H.; PAJULA, R.; ILOMETS, M. Carbon dioxide sink function in restored milled peatlands – The significance of weather and vegetation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 346, p. 30–42, 2019.

PUTZ, F.E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, New York, 65, 1713-1724, 1984.

PUTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, 222, 1986–1997, 2011.

QGIS Development Core Team, 2020. **QGIS Geographic Information System**. A Free and Open Source Geographic Information System <https://www.qgis.org/en/site/>.

QUEIROZ, A.C.M.; RIBAS, C.R. Canopy cover negatively affects arboreal ant species richness in a tropical open habitat. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 4, p. 864-870, 2016.

R Development Core Team, 2020. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.Rproject.org/>.

RAMESH, T.; KALLE, R.; DOWNS, C.T. Sex-specific indicators of landscape use by servals: consequences of living in fragmented landscapes. **Ecological Indicators**, v. 52, p. 8–15, 2015.

RAY, D.; NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 15, p. 1664–1678, 2005.

RESENDE, L.A.; PINTO, L.V.A.; SANTOS, E.C. dos; SILVA, S. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 147-157, 2015.

REZENDE, C.L., UEZU, A.; SCARANO, F.R.; ARAUJO, D.S.D. Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2255–2272, 2015.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSE, A.C.; PONZOTI, F.J.; HIROTA, M.M. The brazilian Atlantic forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Oxford, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIGUEIRA, D.M.G.; MARIANO-NETO, E. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, Salvador, n. 1, p. 73–88, 2013.

RITTER, L.J.; CAMPANELLO, P.I.; GOYA, J.F.; PINAZO, M.A.; Arturi, M.F. Plant size dependent response of native tree regeneration to landscape and stand variables in loblolly pine plantations in the Atlantic Forest, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 429, p. 457–466, 2018.

ROCHA, J.H.T.; SANTOS, A.J.M.; DIOGO, F.A.; BACKES, C.; MELO, A.G.C. de; BORELLI, K.; GODINHO, T. de O. Reflorestamento e recuperação de atributos químicos e físicos do solo. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 3, p. 299-306, 2015.

RODRIGUES, B.D.; MARTINS, S.V.; LEITE, H.G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.1, p.65-73, 2010a.

RODRIGUES, E.R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 853-861, 2010b.

RODRIGUES, R.R. Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais. 1999. Tese (Livre-Docência) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RODRIGUES, R.R.; PADOVEZI, A.A.; FARAH, F.T.; GARCIA, L.C. ... ; BARRETO, T.E. (Coord.) - PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal**. São Paulo, SP: Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica, v. 2. 2013.

ROKHMANA, C.A. The potential of UAV-based remote sensing for supporting precision agriculture in Indonesia. **Procedia Environmental Sciences**, v. 24, p. 245-253, 2015.

ROUSE, J. W. et al. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 1974, 371 p.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 218, p. 159–173, 2005.

SALOMÃO, R.P.; BRIENZA JÚNIOR, S.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, Viçosa, v.38, n.1, p.1-24, 2014.

SALOMÃO, R.P.; SANTANA, A.C.; BRIENZA JÚNIOR, S. Seleção de espécies da floresta ombrófila densa e indicação da densidade de plantio na restauração florestal de áreas degradadas na Amazônia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 139-151, 2013.

SAMPAIO, M.T.F.; POLO, M.; BARBOSA, W. Estudo do Crescimento de Espécies de Árvores Semidecíduas em uma Área Ciliar Revegetada. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 879-885, 2012.

SANGSUPAN, H.A.; HIBBS, D.E.; ROBINSON, B.A.W.; ELLIOTTI, S. Seed and microsite limitations of large-seeded, zoochorous trees in tropical forest restoration plantations in northern Thailand. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, p. 91–100, 2018.

SANO, M.; MIAYMOTO, A.; FURUYA, N.; KOGI, K. Using landscape metrics and topographic analysis to examine forest management in a mixed forest, Hokkaido, Japan: Guidelines for management interventions and evaluation of cover changes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1208–1218, 2009.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A.; ARAUJO FILHO, J.C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T.J.F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2018.

SANTOS, J. C.; LISBOA, G.S.; FRANÇA, L.C.J.; STEPKA, T.F.; SILVA, J.B.L.; MIRANDA, D.L.C.; CERQUEIRA, C.L. Relação entre variáveis meteorológicas e o uso e cobertura do solo no Sudoeste do Piauí, Brasil. **Nativa**, v. 5, p. 414-420, 2017.

SANTOS, J.S.; LEITE, C.C.C.; VIANA, J.C.C.; SANTOS, A.R.; FERNANDES, M.M.; ABREU, V.S.; NASCIMENTO, T.P.; SANTOS, L.S.; FERNANDES, M.R.M.; SILVA, G.F.; MENDONÇA, A.R. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414–424, 2018.

SARTORI, A.A.C.; NOSSACK, F.Á.; SILVA, R.F.B.da; ZIMBACK, C.R.L. Restauração florestal visando à conservação de recursos hídricos por meio da combinação linear ponderada. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n. 1, p. 201 - 212, 2012.

SCHNITZLER, A.; CLOSSET, D. Forest dynamics in unexploited birch (*Betula pendula*) stands in the Vosges (France): structure, architecture and light patterns. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 183, p. 205–220, 2003.

SHELTON III, A.J., RICHMOND, R.H. Watershed restoration as a tool for improving coral reef resilience against climate change and other human impacts. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 183, p. 430-437, 2016.

SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; NEGRINI, M.; GRUDTNER, A.; ZECH, D. F. Caracterização fitossociológica e fitogeográfica de um trecho de floresta ciliar em Alfredo Wagner, SC, como Subsídio para Restauração Ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 4, p. 579-593, 2013.

SILVA, E.A.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J.A.A.; SÁ, I.B.; DUARTES, S.M.A. Dinâmica do uso e cobertura da terra do município de Floresta, PE. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 4, p. 611 - 620, 2013.

SILVA, K. de A.; MARTINS, S.V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W.H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015.

SILVA, K.A.; MARTINS, S.V.; MIRANDA NETO, A.; DEMOLINARI, R. de A.; LOPES, A.T. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 23, n. 3, p. 309-319, 2016.

SILVA, M.I.O. **Avaliação ecológica de áreas ciliares em processo de restauração florestal na Zona da Mata Norte, Pernambuco**. 2017. 97f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SILVA, M.I.O.; MARANGON, L.C.; FELICIANO, A.L.P.; GRUGIKI, M.A. Composition and diversity of areas under restoration process from the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 9, 2019.

SILVA, V.S.; SALAMI, G.; SILVA, M.I.O.; SILVA, E.A.; MONTEIRO-JUNIOR, J.J.; ALBA, E. Methodological evaluation of vegetation indexes in land use and land cover (LULC) classification. **Geology, Ecology, and Landscapes**, p. 1-11, 2019a.

SILVA, W.C. da; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; FELICIANO, A.L.P.; COSTA-JUNIOR, R.F. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, Mata das Galinhas, no município de Catende, Zona da Mata Sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 321-331, 2007.

SILVESTRINI, M.; CYSNEIRO, A. de D.; LIMA, A.L.; VEIGA, L.G.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Natural regeneration in abandoned fields following intensive agricultural land use in an Atlantic forest island, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.4, p.659-671, 2012.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP (SER). **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004. 15p.

SOLÓRZANO, A.; GUEDES-BRUNI, R.R.; OLIVEIRA, R.R. Composição florística e estrutura de um trecho de floresta ombrófila densa Atlântica com uso pretérito de produção de banana, no Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 3, p. 451-462, 2012.

SOONS, M.B.; HEIL, G.W.; NATHAN, R.; KATUL, G.G. Determinants of long-distance seed dispersal by wind in grasslands. **Ecology**, New York, v. 85, n. 11, p. 3056-3068, 2004.

SOS MATA ATLÂNTICA. Fundação SOS Pró-Mata Atlântica. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/>> Acesso em: 24 ago. 2020.

SOUSA NETO, E.N.; PAULA, A.; TAGLIAFERRE, C.; BARRETO-GARCIA, P.A.B.; LONGUE-JÚNIOR, D. Performance assessment of methodologies for vertical stratification in native forests. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 4, p. 1583-1591, 2018.

SRITONGCHUAY, T.; KREMEN, C.; BUMRUNGSRISRI, S. Effects of forest and cave proximity on fruit set of tree crops in tropical orchards in Southern Thailand. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 32, p. 269–279, 2016.

SUGANUMA, M.S.; ASSIS, G. B.; MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Ecosistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 835-847, 2013.

- SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, p. 238–251, 2015.
- TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, Oxford, v. 106, n. 2, p. 165–176, 2002.
- TAVERNIA, B.G.; NELSON, M.D.; GARNER, J.D.; PERRY, C.H. Spatial characteristics of early successional habitat across the Upper Great Lakes states. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 372, p. 164–174, 2016.
- TIGGES, J.; LAKES, T.; HOSTERT, P. Urban vegetation classification: Benefits of multitemporal RapidEye satellite data. **Remote Sensing of Environment**, v. 136, p. 66–75, 2013.
- THOMPSON, K.; ASKEW, A.P.; GRIME, J.P.; DUNNETT, N.P.; WILLIS, A.J. Biodiversity, ecosystem function and plant traits in mature and immature plant communities. **Functional Ecology**, Oxford, v. 19, p. 355–358, 2005.
- THOMSON, F.J.; MOLES, A.T.; AULD, T.D.; KINGSFORD, R.T. Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 99, p. 1299–1307, 2011.
- TILMAN, G.D. Plant dominance along an experimental nutrient gradient. **Ecology**, New York, v. 65, p. 1445–1453, 1984.
- TOUIHRI, M.; CHARFI, F.; VILLARD, M.A. Effects of landscape composition and native oak forest configuration on cavity-nesting birds of North Africa. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 385, p. 198–205, 2017.
- TOWNSEND, P.V.; HARPER, R.J.; BRENNAN, P.D.; WU, S.; SMETTEM, K.R.J.; COOK, S.E. Multiple environmental services as an opportunity for watershed restoration. **Forest Policy and Economics**, v. 17, p. 45–58, 2012.
- TRENTIN, B.E.; ESTEVAN, D.A.; ROSSETTO, E.F.S.; GORENSTEIN, M.R.; BRIZOLA, G.P.; BRECHARA, F.C. Restauração florestal na mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 160–174, 2018.
- URIARTE, M.; ANCIÃES, M.; SILVA, M.T.B.; RUBIM, P. Disentangling the drivers of reduced long-distance seed dispersal by birds in an experimentally fragmented landscape. **Ecology**, New York, v. 92, n. 4, p. 924–937, 2011.
- VERMOTE, E.F.; TANRE, D.; DEUZE, J.L.; HERMAM, M.; MORCLETTE, J.J. Second simulation of satellite signal in the solar spectrum, 6S: An overview., **IEEE Transactionson Geoscience and Remote Sensing**, Caceres. v.35, n.3, p 675–686, 1997.

VESPA, N.I.; ZURITA, G.; BELLOCQ, M.I. Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic forest, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 328, p. 310–318, 2014.

VIDOLIN, G.P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.

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. **Tropical Conservation Science**, Países Baixos, v. 8, p. 912–939, 2015.

VOROVENCII, I. Quantification of forest fragmentation in preand post-establishment periods, inside and around Apuseni Natural Park, Romania. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 367, p. 1-15, 2018.

WHITE, P.S.; WALKER, J.L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, p. 338–349, 1997.

WOTTON, D.M.; KELLY, D. Frugivore loss limits recruitment of large-seeded trees. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 278, p. 3345–3354, 2011.

WU, J., LOUCKS, O.L. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. **The Quarterly Review of Biology**, Chicago, v.70, p.439-466, 1995.

ZANOTTA, D.C.; FERREIRA, M.P.; ZORTEA, M. **Processamento de imagens de satélite**. Oficina de Textos, 2019.

ZARTMAN, C.E.; NASCIMENTO, H.E.M. Are habitat-tracking metacommunities dispersal limited? Inferences from abundance-occupancy patterns of epiphylls in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Oxford, v. 127, p. 46–54, 2006.

ZENGİN, H.; DEGERMENCI, A.S.; BETTINGER, P. Analysis of temporal changes in land cover and landscape metrics of a managed forest in the west Black Sea region of northern Turkey: 1970–2010. **Journal of Forestry Research**, v. 29, n. 1, p. 139–150, 2018.

ZHANG, D.; WANG, W.; ZHENG, H.; ZHIBIN REN, Z.; ZHAI, C.; TANG, Z.; SHEN, G.; XINGYUAN, H.E.X. Effects of urbanization intensity on forest structural-taxonomic attributes, landscape patterns and their associations in Changchun, Northeast China: Implications for urban green infrastructure planning. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 286–296, 2017.

ZHANG, G.; DONG, J.; XIAO, X.; HU, Z.; SHELDON, S. Effectiveness of ecological restoration projects in Horqin Sandy Land, China based on SPOT-VGT NDVI data. **Ecological Engineering**, v. 38, p. 20–29, 2012.



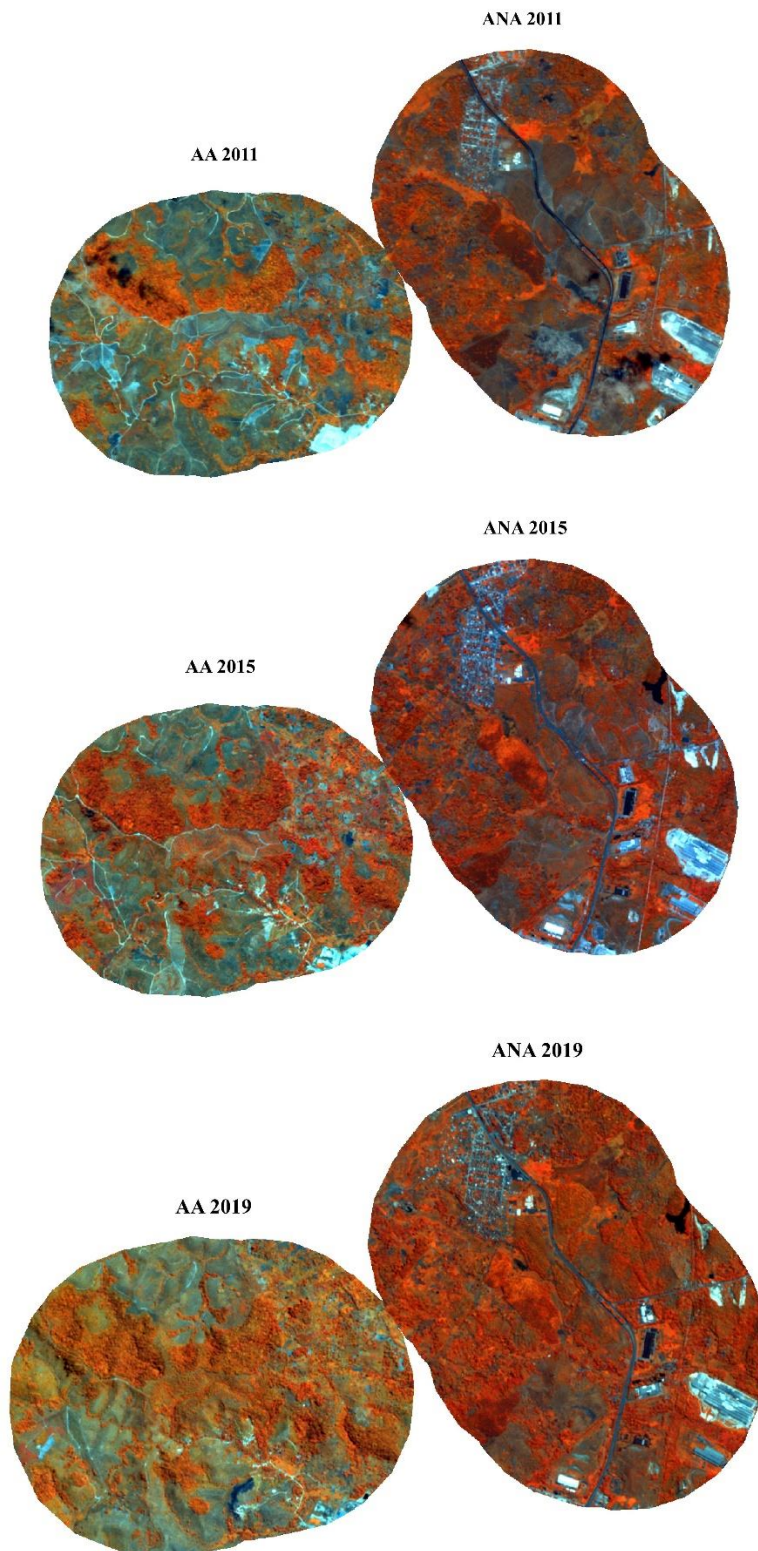
ZURITA, G.A.; BELLOCQ, M.I. Bird assemblages in anthropogenic habitats: identifying a suitability gradient for native species in the Atlantic forest. **Biotropica**, Washington, v. 44, p. 412–419, 2012.

## APÊNDICES

APÊNDICE A. Imagens brutas do RapidEye (R3G2B1) referentes ao entorno de duas áreas em processo de restauração florestal, em 12/2011 (anterior ao plantio), 09/2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) e 09/2019 (aproximadamente 8 anos após plantio), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



APÊNDICE B. Imagens RapidEye, com correção atmosférica (R5G4B3), referentes ao entorno de duas áreas em processo de restauração florestal, em 12/2011 (anterior ao plantio), 09/2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) e 09/2019 (aproximadamente 8 anos após plantio), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.



APÊNDICE C. Amostras utilizadas na classificação digital do entorno de duas áreas em processo de restauração florestal, em 12/2011 (anterior ao plantio), 09/2015 (aproximadamente 4 anos após plantio) e 09/2019 (aproximadamente 8 anos após plantio), em que ANA é uma área não adjacente a fragmentos florestais e AA é uma área adjacente a fragmentos florestais, no Cabo de Santo Agostinho, PE.

