



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E BIODIVERSIDADE**

**ESTRATÉGIAS PARA CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE EM ASSENTAMENTO RURAL NO
BAIXO SÃO FRANCISCO**

LUISE ANDRADE AMARAL

2022



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E BIODIVERSIDADE**

LUISE ANDRADE AMARAL

**ESTRATÉGIAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM
ASSENTAMENTO RURAL NO BAIXO SÃO FRANCISCO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Sergipe, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Agricultura e Biodiversidade, área de concentração em Agricultura e Biodiversidade, para obtenção do título de “Doutora em Ciências”.

Orientador
Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL
2022

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

A485e	Amaral, Luise Andrade. Estratégias para conservação da biodiversidade em assentamento rural no baixo São Francisco / Luise Andrade Amaral; orientador Robério Anastácio Ferreira. – São Cristóvão, SE, 2022. 78 f.; il. Tese (doutorado em Agricultura e Biodiversidade) – Universidade Federal de Sergipe, 2022. 1. Agrobiodiversidade - Sergipe. 2. Florestas - Reprodução. 3. Matas ripárias. 4. Solos - Qualidade. 5. Indicadores ambientais. 6. Assentamentos humanos. I. Ferreira, Robério Anastácio, orient. II. Título. CDU 631.6.15(813.7)
-------	--

LUISE ANDRADE AMARAL

**ESTRATÉGIAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM
ASSENTAMENTO RURAL NO BAIXO SÃO FRANCISCO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Sergipe, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Agricultura e Biodiversidade, área de concentração em Agricultura e Biodiversidade, para obtenção do título de “Doutora em Ciências”.

APROVADA em 25 de julho de 2022.

Prof. Dr. Airon José da Silva
UFS

Profa. Dra. Anabel Aparecida De Mello
UFS

Profa. Dra. Erica Moraes Santos de Souza
IFS

Prof. Dr. Anderson Nascimento do Vasco
IFS



Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira
UFS
(Orientador)

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL

Aos frutos que serão colhidos desta jornada.
Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, que é meu refúgio e minha fortaleza, por toda bondade e misericórdia diante das minhas inconstâncias. Muito obrigada por tudo, Senhor!

À minha família de origem, mãe e irmão, por todo apoio (até nas coletas de dados) e compreensão. E a todos os parentes que ao seu modo sempre torcem por mim.

Ao meu esposo, Luiz Emanuel, que esteve ao meu lado em todos os momentos desta jornada desde a prova de seleção até a organização da instalação das parcelas, sempre me incentivando, mas também me cobrando mais dedicação, sou grata a Deus por tudo que vivemos e ainda vamos viver. Essa vitória também é sua.

Ao meu orientador, professor Dr. Robério Anastácio Ferreira, por ter aceitado me orientar depois de cinco anos afastada da vida acadêmica, seus ensinamentos vão além da universidade.

Aos professores membros da banca examinadora, em especial ao professor Dr. Airon José da Silva, por toda disponibilidade e atenção, muito obrigada.

Aos colegas da disciplina de estatística, Nadja, Airan, João Paulo e France Mário, que me acolheram no seu grupo de estudos que além de ajudar com a disciplina, trouxeram muitos sorrisos, empatia, leveza e reflexão quanto ao nosso papel na universidade. Saudades de vocês.

Às minhas companheiras e amigas doutorandas, Maria Fernanda, Valdinete, Fernanda e Crislaine, por todo suporte emocional e acadêmico, aprendi muito com vocês, muito obrigada, vocês moram no meu coração. No entanto, é necessário destacar toda atenção, preocupação e disponibilidade que, agora Dra., Maria Fernanda teve por mim, Deus te abençoe e te guarde sempre. Essa vitória também é sua. Obrigada por tudo.

Aos moradores do Assentamento Borda da Mata que me acolheram muito bem, especialmente o Sr. Paulo e sua família, que foram o meu ponto de apoio e meus auxiliares em toda a implantação e coleta dos dados. Deus abençoe e proteja vocês sempre.

Por fim, agradeço à Universidade Federal de Sergipe, ao Programa de Pós-graduação em Agricultura e Biodiversidade, aos professores deste programa e à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela oportunidade de adquirir novos conhecimentos, colaborar com a pesquisa científica e assim conquistar mais um título acadêmico para poder contribuir com a sociedade brasileira.

Gratidão.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	ii
RESUMO.....	iii
ABSTRACT.....	iv
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1. Conservação da biodiversidade <i>in situ</i>	3
2.2. Modelagem de distribuição de espécies na conservação da biodiversidade.....	3
2.3. Restauração ecológica como estratégia de conservação da biodiversidade.....	4
2.3.1. Restauração de matas ciliares e os aspectos florísticos e fitossociológicos.....	5
2.3.2. Qualidade, dinâmica de uso e cobertura do solo	7
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	9
4. ARTIGO 1	18
O USO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA.....	18
RESUMO.....	18
ABSTRACT.....	18
RESUMEN	19
4.1. Introdução	19
4.2. Metodologia	20
4.3. Resultados e Discussão	21
4.4. Conclusão.....	25
4.5. Referências.....	25
5. ARTIGO 2	30
FLORÍSTICA E ESTRUTURA DE ÁREA CILIAR EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO BAIXO SÃO FRANCISCO SERGIPANO	30
RESUMO.....	30
ABSTRACT.....	30
5.1. Introdução	31
5.2. Material e Métodos	32
5.2.1. Área de estudo	32
5.2.2. Florística	33
5.2.3. Fitossociologia	34
5.2.4. Atributos químicos do solo	34
5.3. Resultados e Discussão	35
5.3.1. Análise florística	35
5.3.2. Análise fitossociológica	39
5.3.3. Análise dos atributos químicos do solo	43

5.4. Conclusão.....	44
5.5. Referências Bibliográficas	45
6. ARTIGO 3	50
ANÁLISE DA PAISAGEM E FERTILIDADE DO SOLO SOB DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS no Baixo São Francisco	50
RESUMO.....	50
ABSTRACT.....	50
6.1. Introdução	50
6.2. Material e métodos.....	51
6.2.1. Caracterização da área de estudo	51
6.2.2. Análise temporal da paisagem	53
6.2.3. Análise dos atributos químicos do solo	53
6.3. Resultados e Discussão	54
6.3.1. Análise temporal da paisagem	54
6.3.2. Análise dos atributos químicos do solo	56
6.4. Conclusão.....	60
6.5. Referências bibliográficas.....	61
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
ANEXOS	65

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura		Página
1	Protocolo de seleção dos artigos	21
2	Número de publicações científicas anuais.....	22
3	Distribuição geográfica das publicações científicas encontradas	22
4	Comparação entre os documentos e países mais citados	23

ARTIGO 2

Figura		Página
1	Localização geográfica da área de estudo (Assentamento Rural Borda da Mata), município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	32
2	Curva do coletor indicando a estabilização das espécies nas parcelas demarcadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	33
3	Distribuição das espécies arbustivas-arbóreas, com base na síndrome de dispersão, amostradas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	37
4	Interferências antrópicas constatadas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Semiárido sergipano. A – pastoreio de bovinos; B – queimada e plantio de culturas agrônômicas; C – corte de árvores; e D – moradia construída no limite da APP reflorestada	39
5	Distribuição dos indivíduos arbustivos-arbóreos por classe de altura na área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	41
6	Distribuição dos indivíduos arbustivos-arbóreos por classes de diâmetro na área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	43

ARTIGO 3

Figura		Página
1	Localização geográfica do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	52
2	Dinâmica temporal (2004-2020) da cobertura do solo do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	55
3	Dendrograma resultante da análise de agrupamentos hierárquica das amostras de solo coletadas em áreas sob diferentes coberturas vegetais no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	57
4	Análise dos componentes individuais dos atributos químicos dos solos coletados em áreas sob diferentes coberturas vegetais no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	58
5	Análise dos componentes principais dos atributos químicos do solo em áreas sob diferentes coberturas vegetais no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	59

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela	Página
1 Lista dos artigos selecionados para análise conforme critérios empregados no protocolo de pesquisa. Onde: NC = número de citações	23

ARTIGO 2

Tabela	Página
1 Relação das espécies plantadas em 2004 nos trechos de área ciliar localizados no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	33
2 Relação das espécies arbustivas-arbóreas amostradas na área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	35
3 Lista das espécies das espécies amostradas, conforme grupo funcional, na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	37
4 Parâmetros fitossociológicos e distribuição horizontal das espécies amostradas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	39
5 Estrutura vertical das espécies amostradas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	41
6 Atributos químicos do solo da área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano, em diferentes períodos ao longo do tempo	43

ARTIGO 3

Tabela	Página
1 Relação das espécies plantadas em 2004 na área ciliar em estudo, localizada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano	52
2 Relação das classes de ocupação do solo observadas na área conforme Manual Técnico de uso da Terra (IBGE, 2013)	53
3 Cobertura vegetal e usos da terra do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.....	54
4 Atributos químicos do solo em áreas sob diferentes coberturas vegetais localizadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba no Baixo São Francisco sergipano.....	56
5 Autovalores de variância, percentual de variância e percentual cumulativo de variância dos primeiros componentes principais dos atributos químicos do solo analisados nas áreas estudadas	57

RESUMO

AMARAL, Luise Andrade. **Estratégias para conservação da biodiversidade em assentamento rural no Baixo São Francisco sergipano**. São Cristóvão: UFS, 2022. 79p. (Tese/Doutorado em Agricultura e Biodiversidade). *

A restauração florestal possui grande importância enquanto alternativa para mitigar as mudanças climáticas. Por isso mensurar o status de desenvolvimento dos ecossistemas em processo de restauração aliado à dinâmica de uso e ocupação do solo torna-se indispensável para conservação da biodiversidade. Deste modo, este trabalho teve como objetivo analisar as informações existentes sobre estudos de modelagem de distribuição de espécies na restauração florestal, além de identificar e compreender a trajetória ecológica que a área ciliar do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, região do Baixo São Francisco sergipano, em processo de restauração, vem seguindo, por meio da interação de informações florísticas, fitossociológicas, edáficas e geoambientais. No ano de 2004, foi executado um projeto de reflorestamento da área de preservação permanente – APP do Assentamento Borda da Mata localizado à margem direita do baixo curso do rio São Francisco, onde faixas de terra com largura de 30 metros, a partir da borda da calha do leito regular do rio, numa extensão de 5 km, foram cercadas para realização do plantio de mudas de espécies florestais nativas da região com espaçamento de 3 x 3 metros. Em 2021, para avaliação da vegetação dessa área, foram instaladas 19 parcelas de 600 m², onde todos os indivíduos arbustivos arbóreos vivos que apresentaram circunferência à altura do peito maior ou igual a dez centímetros ($CAP \geq 10$ cm) e altura total maior ou igual a um metro ($HT \geq 1$ m), foram mensurados e classificados quanto ao grupo sucessional e funcional e quanto às síndromes de dispersão. Também foram caracterizadas a estrutura horizontal e a vertical, avaliada a diversidade florística por meio do Índice de Shannon-Weaver (H') e a equabilidade de Pielou (J'). Para análise temporal da paisagem foram utilizados os dados do acervo do MapBiomas referentes aos anos de 2004, 2008, 2012, 2016 e 2020. Para análise dos atributos químicos foram coletadas amostras de solo em três áreas dentro do assentamento (mata ciliar reflorestada, área agrícola e área de Reserva Legal) que foram analisadas pelo Instituto Tecnológico de Pesquisas do Estado de Sergipe – ITPS, conforme a metodologia da Embrapa (2009). No levantamento da composição florística observou-se a ocorrência de 35 espécies pertencentes a 32 gêneros e distribuídas em 12 famílias botânicas, totalizando uma riqueza de 490 indivíduos. As famílias Fabaceae e Anacardiaceae representaram juntas 71,43% da riqueza total de espécies. Quanto aos estádios sucessionais, 42,86% das espécies são secundárias iniciais, tendo a síndrome de dispersão zoocórica representada em 51,43% das espécies. O índice de Shannon-Wiener (H') foi de 2,98 nats/indivíduos. e a Equabilidade de Pielou (J') foi 0,79. Os maiores valores de densidade relativa, frequência absoluta e frequência relativa foram encontrados para espécie *Schinus terebinthifolia*. No entanto, o maior índice de valor de importância foi encontrado para espécie *Lonchocarpus sericeus*. A vegetação ciliar apresenta uma riqueza de espécies mediana, porém com uma evolução positiva para fertilidade do solo. Pela análise temporal da paisagem, foi observada uma diminuição das áreas naturais do assentamento em comparação com as áreas antrópicas, contudo, observou-se influência significativa do projeto de restauração para o aumento da formação florestal do assentamento que apresentou, em 2020, um ganho de 8,55 ha em comparação com o ano de 2004. Em relação à fertilidade do solo, a área da Reserva Legal foi a área que apresentou os melhores índices.

Palavras-chave: indicadores ecológicos, qualidade do solo, vegetação ciliar, restauração florestal.

* Comitê Orientador: Robério Anastácio Ferreira – UFS (Orientador) – Universidade Federal de Sergipe-UFS

ABSTRACT

AMARAL, Luise Andrade. **Strategies for biodiversity conservation in a rural settlement in Baixo São Francisco sergipano**. São Cristóvão: UFS, 2022. 79p. (Thesis/Doctor of Science in Agriculture and Biodiversity).*

Forest restoration has great importance as an alternative to mitigate climate change. Therefore, measuring the development status of ecosystems in the process of restoration combined with the dynamics of land use and occupation becomes essential for biodiversity conservation. Thus, this study aimed to analyze existing information on studies of modeling the distribution of species in forest restoration, in addition to identifying and understanding the ecological trajectory of the riparian area of the Borda da Mata Settlement, municipality of Canhoba, lower São Paulo region, Francisco Sergipano, in the process of restoration, has been following, through the interaction of floristic, phytosociological, edaphic and geoenvironmental information. A reforestation project was carried out in 2004 in the permanent preservation area - APP of the Borda da Mata Settlement, located on the right bank of the lower course of the São Francisco River. In that region, strips of land of 30 meters in width, beginning from the edge of the along the regular river bed, in an extension of 5 km, were fenced to carry out the planting of seedlings of forest species native to the region with a spacing of 3 x 3 meters. In 2021, to evaluate the vegetation of this area, 19 plots of 600m² were installed, where all live arboreal shrubs that presented a circumference at breast height greater than or equal to ten centimeters ($CAP \geq 10$ cm) and total height greater than or equal to one meter ($HT \geq 1$ m) were measured and classified according to the successional and functional group and dispersion syndromes. The horizontal and vertical structures were also characterized, and the floristic diversity was evaluated using the Shannon-Weaver Index (H') and the Pielou equability (J'). For temporal analysis of the landscape, data from the MapBiomass collection for 2004, 2008, 2012, 2016 and 2020 were used. For analysis of chemical attributes, soil samples were collected in three areas within the settlement (reforested riparian forest, agricultural area and legal reserve area) that were analyzed by the Technological Research Institute of the State of Sergipe – ITPS, according to the Embrapa methodology (2009). The floristic composition survey observed the occurrence of 35 species belonging to 32 genera and distributed in 12 botanical families, totaling a richness of 490 individuals. The Fabaceae and Anacardiaceae families represented 71.43% of the total species richness. As for the successional stages, 42.86% of the species are initial secondary ones, with zoochoric dispersion syndrome representing 51.43%. The Shannon-Wiener index (H') was 2.98 nats/ind. and the Pielou Equability (J') was 0.79. The highest values of relative density, absolute frequency and relative frequency were found for *Schinus terebinthifolia* species. However, the highest importance value index was found for *Lonchocarpus sericeus*. The riparian area of the study has a medium richness of species but a positive evolution for soil fertility. By the temporal landscape analysis, a decrease in the natural areas of the settlement in comparison with the anthropic areas was observed. Significant restoration influence was observed with an increasing forest establishment in the settlement in 2020, e.g., a gain of 8.55 ha compared to 2004. Regarding soil fertility, the Legal Reserve area was the area that presented the best rates.

Key-words: ecological indicators, soil quality, riparian vegetation, forest restoration.

* Supervising Committee: Robério Anastácio Ferreira – UFS (Orientador) – Universidade Federal de Sergipe-UFS

1. INTRODUÇÃO GERAL

A perda da biodiversidade é, certamente, um fenômeno planetário, mas está se dando de forma desigual em diferentes ecossistemas e distintas partes do mundo, ocasionando assim, a deterioração dos serviços ecossistêmicos imprescindíveis para a sobrevivência da humanidade (BOWLER *et al.*, 2020). Ao contrário da crise da pandemia de Covid-19, cuja solução pode ser esperada para os próximos dois ou três anos, está claro que a solução da crise climática e a mitigação da crise da biodiversidade são alvos mais distantes no tempo, e que dependem de mudanças transformativas profundas, tanto no modelo de desenvolvimento global quanto nos padrões de consumo de nossa espécie (SETTELE *et al.*, 2020).

A redução das áreas de florestas implica no aumento da fragmentação, que é o processo de formação de ilhas de vegetação de diferentes tamanhos, decorrente principalmente de ações antrópicas, que por sua vez tem contribuído significativamente para as mudanças climáticas e seus comprovados efeitos deletérios em nosso planeta (IPCC, 2014). Assim, conhecer a situação da distribuição das florestas e, particularmente, dos fragmentos remanescentes, é essencial para analisar, manter e garantir a biodiversidade e a conservação dos recursos hídricos (PEREIRA *et al.*, 2017).

Quando o enfoque são as bacias hidrográficas, a perda de área florestal reflete na diminuição de áreas de recarga, nas quais a redução da capacidade hídrica em termos de quantidade e qualidade da água têm se tornado cada vez mais evidente, sendo que algumas alterações já são diagnosticadas em diversas bacias hidrográficas do Brasil (TORRES, 2022). A Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, por exemplo, que é considerada a segunda bacia mais importante do país e uma das principais fontes de produção hidrelétrica nacional (SILVÉRIO *et al.*, 2018), vêm sofrendo constantes alterações ambientais no uso e ocupação do seu solo, o que têm suscitado diversas discussões (TORRES, 2022), já que os impactos ambientais ao longo do tempo trazem consequências graves à bacia hidrográfica, como a diminuição da diversidade de flora e fauna (SERRA; DE OLIVEIRA, 2020).

A grande dimensão territorial da Bacia do rio São Francisco, estimada em 639.217 km², motivou a sua divisão por regiões, que se fez de acordo com o sentido do curso do rio e com a variação de altitudes. Assim, tem-se a região do Alto, do Médio, do Submédio e do Baixo São Francisco, esta última localizada entre os estados de Alagoas e Sergipe (CBHSF, 2019). Na região do Baixo São Francisco diversas alterações ambientais relacionadas aos cenários climáticos, hídricos e ciliares têm sido relatadas (VASCO *et al.*, 2019; TORRES *et al.*, 2021), principalmente em relação à cobertura do solo, que se encontra desflorestada e/ou com apenas fragmentos isolados de vegetação (HOLANDA *et al.*, 2021).

Diante disso, ações por meio de técnicas conservacionistas que visem promover a preservação ou restauração das matas ciliares são imprescindíveis para proporcionar um equilíbrio entre os ecossistemas (RIBEIRO *et al.*, 2016). Além da reconstrução de habitats, as ações de restauração florestal podem também potencializar a conservação da biodiversidade pelo favorecimento da conectividade da paisagem com os fragmentos naturais remanescentes na paisagem regional, interligando-se por meio das florestas restauradas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Por isso, a restauração ecológica tem avançado para sustentar a biodiversidade, melhorar a resiliência frente ao clima em mudança e restabelecer uma relação ecologicamente saudável (SER, 2022).

O uso da modelagem preditiva de distribuição de espécies na restauração florestal é muito recente no mundo e no Brasil ainda é incipiente (AMARAL; FERREIRA; MANN, 2021). Entretanto, esses modelos têm sido considerados ferramentas essenciais para a gestão e conservação da biodiversidade (CÔOTE; REYNOLDS, 2002), já que podem prever áreas para restauração assim como prever as espécies mais adequadas para um determinado local (ARAÚJO; PETERSON, 2012), contribuindo significativamente para melhorar as taxas de sucesso dos projetos de restauração (AMARAL; FERREIRA; MANN, 2021).

Sendo assim, as análises da composição e da estrutura da comunidade em processo de restauração, considerando-se os vários estratos, podem ser utilizadas como indicadores de avaliação e monitoramento da vegetação, pois podem expressar como a área está reagindo aos tratamentos que lhe foram impostos, assim como a possibilidade de perpetuação desse processo (BELLOTO *et al.*, 2009). Além disso, o uso de ferramentas geoespaciais podem servir como aliadas aos projetos de reflorestamento de áreas degradadas em longo prazo quando seus resultados estiverem associados ao uso de indicadores biológicos (TORRES, 2022).

Desta maneira, podemos compreender o funcionamento e a dinâmica dos ambientes naturais conservados e alterados, a partir dos aspectos ecológicos da paisagem e suas implicações em datas específicas ou em diferentes escalas temporais, por meio do sensoriamento remoto (SANTOS; SOUZA, 2014; FANFARILLO *et al.*, 2020; DARWISH *et al.*, 2020), além de utilizar atributos químicos do solo como indicadores abióticos eficientes para indicar mudanças nas características do solo sob diferentes usos ao longo do processo de sucessão ecológica (NOVAK *et al.*, 2017).

Neste contexto, considerando as ações de restauração florestal que foram implantadas na área de preservação permanente – APP no Assentamento Borda da Mata, localizado no município de Canhoba, região do Baixo São Francisco sergipano, no ano de 2004, este trabalho foi realizado com o objetivo de compreender a trajetória ecológica que a área ciliar reflorestada vem seguindo ao longo desses 16 anos por meio da interação de informações sobre a composição florística e estrutural da vegetação, atributos químicos do solo e análise temporal da paisagem relacionada ao uso e ocupação do solo do assentamento.

Assim, esta tese foi dividida em três capítulos: no primeiro realizou-se uma revisão sistemática da produção científica relacionada ao uso da modelagem de distribuição de espécies na restauração florestal. No segundo capítulo analisou-se a composição florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo da área ciliar em processo de restauração para assim entender o quanto essa cobertura vegetal influencia nos atributos químicos do solo relacionados à fertilidade. No terceiro capítulo avaliou-se o uso e ocupação do solo por meio da análise temporal da paisagem para assim compreender os atributos químicos do solo sob os diferentes tipos de cobertura vegetal existentes no Assentamento Borda da Mata.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Conservação da biodiversidade *in situ*

O Brasil desempenha um papel crucial em relação à biodiversidade no cenário global. Estima-se que cerca de 20% da biota mundial se encontra em território nacional e com abundante ocorrência de endemismos de espécies. Porém, dados preocupantes vêm se intensificando ao longo dos anos com respeito às altas taxas de desmatamento, pondo em risco a manutenção dos serviços ecossistêmicos fundamentais para o desenvolvimento socioeconômico do país (GRAMKOW, 2018) e tornando crescente a vulnerabilidade dos biomas quanto às mudanças climáticas (SCARANO *et al.*, 2018).

A redução de áreas ocupadas por vegetação nativa tem promovido perdas da biodiversidade e empobrecimento dos recursos genéticos (MYERS *et al.*, 2000). Neste sentido, a conservação *in situ* aplica-se tanto à conservação da biodiversidade, quanto aos recursos genéticos associados, incluindo fatores culturais relacionados às populações humanas que fazem uso desses recursos, sendo o tipo de estratégia utilizada para a conservação de espécies de plantas, animais e microrganismos nos locais onde eles ocorrem, quer seja de forma espontânea na natureza (nativos), quer seja nos locais onde se adaptaram sob influência humana, quando se trata de espécies domesticadas ou cultivadas (PAIVA *et al.*, 2019).

Por ser o método que busca preservar populações de espécies em seu estado natural de ocorrência na natureza, a conservação *in situ* (SIMON, 2010) é considerada a forma mais efetiva de conservação dos recursos genéticos (BARBOSA *et al.*, 2008), pois esta condição permite o surgimento de novos genótipos, aquisição de resistência a patógenos e a seleção de espécies resistentes às adversidades edafoclimáticas (CALGARO *et al.*, 2015). Por outro lado, a conservação *in situ* tem por finalidade básica a conservação dos ecossistemas e, por conseguinte, a manutenção ou a restauração de comunidades, ou populações viáveis de espécies autorreguladas em seus meios naturais, de modo a garantir a continuidade dos processos evolutivos das espécies e ambientes ao longo do tempo (PAIVA *et al.*, 2019).

A conservação *in situ* é feita por meio de técnicas, práticas e ações de caracterização e manejo dos ecossistemas, ou dos habitats naturais onde as espécies silvestres ocorrem ou, no caso das espécies domesticadas ou cultivadas, dos agroecossistemas onde elas tenham desenvolvido suas características particulares (PAIVA *et al.*, 2019). Ela também pode ser organizada em áreas protegidas, seja de âmbito federal, estadual ou municipal (MMA, 2020), sendo o mecanismo mais tradicional o estabelecimento de um sistema representativo de unidades de conservação, geralmente na forma de parques e reservas (WRI *et al.*, 1992; MCNEELY, 1992; NOSS, 1996).

No Brasil, com a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), pela Lei nº 9.985/2000 (BRASIL, 2000), inaugurou-se a política de gestão territorial, com o intuito de conservação da biodiversidade principalmente pela proteção dos biomas brasileiros (PAZ *et al.*, 2020), assegurando que amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas estejam adequadamente representadas no território nacional e nas águas jurisdicionais (MMA, 2022). Os usos permitidos para cada unidade variam conforme sua categoria de manejo que podem reunir inúmeras possibilidades de conservação e uso sustentável, contribuindo para o turismo, conservação do solo, uso racional dos recursos madeireiros e não madeireiros, proteção de mananciais de abastecimento público, preservação de conhecimentos tradicionais, manutenção *in loco* do maior banco genético do mundo e conservação de locais de belezas cênicas singulares (MMA, 2022).

2.2. Modelagem de distribuição de espécies na conservação da biodiversidade

As mudanças climáticas tornaram-se um dos grandes desafios da atualidade (HARSCH *et al.*, 2017), já que podem levar à extinção de espécies, assim como favorecer a expansão de espécies exóticas invasoras. Neste sentido, prever o comportamento das espécies frente às

mudanças climáticas torna-se extremamente importante para o seu manejo (OLIVEIRA, 2019), pois o conhecimento dessas condições aliado à facilidade de obtenção de pontos de ocorrência da espécie, ao avanço computacional e à disponibilidade de dados ambientais em diferentes resoluções, pode ser utilizado para guiar os pesquisadores para as futuras prospecções e coletas (SOUZA, 2018).

Os modelos de distribuição geográfica de espécies se desenvolveram de forma expressiva nos últimos anos devido à disponibilidade de dados climatológicos e ecológicos em largas escalas espaciais, em conjunto com a facilidade de acesso a Sistemas de Informação Geográfica, programas de otimização e maior poder computacional. O emprego desses modelos, que predizem a distribuição espacial potencial baseado nos requerimentos ecológicos das espécies, extrapolando para áreas desconhecidas a partir de pontos conhecidos, pode ser utilizado como base para vários tipos de análises e avaliações. Dentre elas, conhecer a situação de reservas naturais e indicar o estabelecimento de novas unidades de conservação; guiar pesquisas de maneira mais eficiente; orientar processos de licenciamento, de forma a minimizar impactos humanos; prever os efeitos de mudanças climáticas globais; indicar áreas para a restauração de habitats e reintrodução de espécies ou auxiliar no manejo de espécies invasoras (TÔRRES; VERCILLO, 2012).

O interesse por esse tipo de ferramenta é crescente em razão da necessidade de informações rápidas e fundamentadas para direcionar ações conservacionistas, o que evita a perda acelerada da biodiversidade (GIANNINI *et al.*, 2012), já que a realização da modelagem de distribuição de espécies gera informações sobre os impactos das mudanças climáticas na distribuição geográfica de espécies nativas (COLOMBO; JOLY, 2010; BELLARD *et al.*, 2012; SIMON *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2015) e na diversidade genética das populações (PAULS *et al.*, 2013; ASSIS *et al.*, 2014). Além disso, orienta na escolha de locais para conservação (VINCETI *et al.*, 2013), implantação de Unidades de Conservação (HANNAH, 2010; SILVA *et al.*, 2014) e seleção de espécies para restauração de áreas (GELVIZ-GELVEZ *et al.*, 2014).

Para a restauração ecológica, os modelos de distribuição de espécies podem gerar previsões de ocorrência de determinadas espécies para uma determinada região, contribuindo para a tomada de decisões, além de também estimar o quão a área é adequada para o estabelecimento das espécies no presente e no futuro (LACERDA, 2013; SILVA; HIGUCHI; SILVA, 2018). Assim, o uso da modelagem em programas de restauração florestal tem sido eficaz ao combinar as espécies e os locais a serem restaurados (VASSELLA; SCHIRONE, 2013; GASTÓN *et al.*, 2014).

É possível afirmar que a etapa de escolha de espécies para projetos de restauração florestal encontrou na modelagem de distribuição preditiva uma grande aliada, pois seus modelos podem e devem diminuir o risco de seleção de espécies inadequadas e, consequentemente, melhorar as taxas de sucesso dos projetos de restauração (GASTÓN; GARCÍA-VIÑAS, 2013). No Brasil, a maior parte dos trabalhos com modelagem de distribuição de espécies arbóreas estão concentrados no bioma Mata Atlântica (GIACOMIN *et al.*, 2014; HERINGER *et al.*, 2019). Porém, em estudo para determinar a distribuição potencial de 23 espécies pioneiras no estado de Minas Gerais, os autores indicaram espécies mais adequadas para cada bioma existente no estado (Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica), permitindo relacionar as características do bioma às preferências ambientais de cada espécie (COELHO; CARVALHO; GOMIDE, 2016).

2.3. Restauração ecológica como estratégia de conservação da biodiversidade

A restauração ecológica possibilita reverter o processo de degradação ambiental e contribui para a conservação da biodiversidade e os serviços ambientais prestados pela natureza (WWF-Brasil, 2017). É considerada como ferramenta fundamental para se alcançar a conservação *in situ* da biodiversidade, por meio da mitigação e adaptação às mudanças climáticas, tornando-se um componente fundamental dos programas de conservação e

desenvolvimento sustentável em todo o mundo em virtude de sua capacidade de proporcionar a reparação dos danos ecológicos e melhorar a condição humana (SER, 2022).

A prática da restauração ecológica engloba diferentes etapas, desde o planejamento das ações, estratégias e recursos disponíveis, passando pela execução do projeto e monitoramento ao longo do tempo (HOLL; AIDE, 2011; OVERBECK *et al.*, 2016). Neste sentido, a restauração ecológica busca os melhores e maiores resultados viáveis de recuperação para compensar o dano do passado e progressivamente aumentar a extensão e funcionamento saudável dos ecossistemas ameaçados do planeta. Com isso, as atividades de restauração colocam um ecossistema em uma trajetória de recuperação para que este possa sustentar-se e para que suas espécies possam se adaptar e evoluir (MCDONALD *et al.*, 2016).

As técnicas adotadas para direcionar o processo sucessional durante a restauração podem ser classificadas entre dois tipos extremos: (i) intervencionistas e (ii) não-intervencionistas (MITCHELL *et al.*, 2000). As técnicas não-intervencionistas se caracterizam basicamente por combater os agentes de degradação, são menos impactantes e dependem de remanescentes próximos ou de um banco de sementes do solo que possam fornecer elementos de regeneração para a área degradada. Já as técnicas intervencionistas se caracterizam por ações mais diretas, como o fornecimento de propágulos (sementes, mudas) e a eliminação da barreira à regeneração (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000).

O uso de espécies nativas aumenta as chances de sucesso dos projetos de restauração, além de reduzir os custos na aplicação dos mesmos (JACOBI *et al.*, 2008), promovendo um elo entre o novo ecossistema criado e o ambiente natural anterior à degradação (2020). Sendo assim, o sucesso ou fracasso dos projetos de restauração está relacionado à seleção ou não de espécies adaptadas às condições ambientais locais (GASTÓN *et al.*, 2014). Esta seleção pode ser otimizada pela utilização de modelos de distribuição de espécies, que é uma ferramenta comumente utilizada em projetos de conservação ambiental e que vem se destacando no planejamento da restauração florestal (LOPES; LEITE; LEITE, 2007; GASTÓN *et al.*, 2014; LÓPEZ-TIRADO; HIDALGO, 2015).

Entre as áreas mais necessitadas de medidas urgentes de recuperação estão as matas ciliares, que são as áreas responsáveis pela manutenção e conservação de recursos naturais, servindo como áreas de conexão ecológica e recarga de corpos hídricos (HOLANDA *et al.*, 2011). Por isso, o manejo e a restauração das matas ciliares foram incluídos no Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) pela importância destas formações vegetais para a conservação da biodiversidade e a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas em todo o planeta (BARBOSA, 2000).

2.3.1. Restauração de matas ciliares e os aspectos florísticos e fitossociológicos

As matas ciliares correspondem a toda vegetação que circunda rios, lagos, lagoas ou nascentes perene e intermitente. Essas áreas desempenham um enorme papel no ciclo de vida de um ecossistema, pois atuam como corredores ecológicos, áreas de conservação *in situ*, e são responsáveis pela manutenção da qualidade das águas de corpos hídricos (KAWAGUICI; KAGEYAMA, 2001; BORGES, 2014). O termo “ciliar” é oriundo da palavra “cílios”, já que esses ambientes naturais são para os corpos hídricos aquilo que os cílios são para os olhos, exercendo a função de proteção (KUNTSCHIK; EDUARTE; UEHARA, 2011) além de aumentar a variabilidade genética entre as populações, favorecer a disponibilização de recursos para a fauna, diminuir os riscos de extinção de espécies e contribuir para o controle de pragas e doenças agrícolas (SBPC, 2011; POESTER *et al.*, 2012).

O ecossistema ciliar, por ser composto de vários componentes em termos de estrutura, funcionalidade e biodiversidade, tem a vegetação como o seu mais importante integrante (LACERDA; BARBOSA, 2006), e por isso a degradação de matas ciliares ocasiona grandes impactos ambientais como perda da biodiversidade, diminuição de peixes para populações ribeirinhas e diminuição da vazão dos rios e riachos (VIEIRA, 2013; CECONI, 2010). Sendo

os intensos processos de urbanização, a abertura de estradas, a construção de hidrelétricas, o cultivo agrícola e a formação de pastagens os fatores que mais as afetam (MARTINS, 2007).

No Brasil, em razão das importantes funções desempenhadas pelas matas ciliares, elas são legalmente consideradas como “Áreas de Preservação Permanente (APP)” e são delimitadas faixas adjacentes aos corpos d’água para sua proteção, além de ser obrigatória a restauração da vegetação ciliar que tenha sofrido supressão (BRASIL, 2012; CHAVES *et al.*, 2015). Assim, a restauração de matas ciliares é uma atividade prioritária que deve ter ampla participação social, incluindo todos os atores que convivem diretamente com estes ambientes (POESTER *et al.*, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2017), pois apresentam melhorias diretas que envolvem também benefícios sociais e econômicos (NBL, 2013).

Os projetos de recuperação de matas ciliares têm seu sucesso ampliado quando são inseridos vários elementos que permeiam a dinâmica regional do corpo de água, como a bacia hidrográfica, incluindo a proteção de nascentes e olhos d’água. O êxito também está na escolha da metodologia correta e na seleção adequada de espécies, considerando-se as características intrínsecas da área degradada (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Entretanto, por mais bem planejado que seja e, com maior embasamento ecológico que se tenha, a implantação de projetos de restauração não garante que no futuro a área terá uma cobertura vegetal com capacidade de autorregeneração e perpetuação (MARTINS, 2007).

Nesse sentido, percebe-se a necessidade de avaliação e monitoramento contínuo para analisar o *status* de desenvolvimento de áreas em processo de restauração, com o objetivo de conhecer como ela está reagindo aos tratamentos que lhe foram impostos, assim como quantificar os serviços ambientais proporcionados (BELLOTO *et al.*, 2009; BRANCALION *et al.*, 2012). A análise e compreensão dos indicadores biológicos presentes numa determinada área ou ecossistema pode ser considerada uma ferramenta de grande importância para se mensurar o *status* de desenvolvimento dos ecossistemas em formação ou em processo de recuperação e restauração (SCOOTI *et al.*, 2011; GONÇALVES, 2012).

As principais variáveis utilizadas para a avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração estão divididas em três categorias distintas: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). A fisionomia, a composição e a estrutura da comunidade restaurada, com seus vários estratos e formas de vida, são os mais usados como indicadores de avaliação e monitoramento da vegetação, pois podem expressar os efeitos da efetiva restauração dos processos ecológicos e a possibilidade de perpetuação dessa restauração (BELLOTO *et al.*, 2009).

Levantamentos florísticos e estudos fitossociológicos são muito comuns para se entender as relações de heterogeneidade espacial das características do ambiente com o mosaico vegetacional observado (DURIGAN *et al.*, 2004), já que os estudos da composição florística compreendem a elaboração de uma listagem com o nome das espécies que ocorrem na área de estudo sem imputar-lhes qualquer diferença ecológica, na qual toda a espécie tem o mesmo valor (RODAL *et al.*, 2013). E os estudos fitossociológicos avaliam a estrutura das comunidades vegetais (GIEHL; BUDKE, 2011), fundamentados em coletas e análise de dados que permitem a quantificação da composição florística, estrutura, funcionamento e distribuição de uma determinada vegetação (CHAVES *et al.*, 2013).

Entretanto, a avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica não devem ser limitados apenas ao acompanhamento do local de intervenção, mas sim avaliando a composição da paisagem como um todo (TABARELLI *et al.*, 2005), pois a análise desses aspectos é primordial para a tomada de decisão podendo responder se a paisagem favorece ou não mecanismos de chegada de propágulos de novas espécies vegetais à área em processo de restauração (LANG; BLASCHKE, 2009). Por isso, o mapeamento do uso e cobertura do solo auxilia o monitoramento do desflorestamento, pois permite identificar as atividades antrópicas e os problemas ambientais que elas provocam, contribuindo então para mitigar e solucionar tais problemas (STEFFEN *et al.*, 2004).

2.3.2. Qualidade, dinâmica de uso e cobertura do solo

Os grandes impactos das ações antrópicas nas configurações das paisagens podem ser investigados e monitorados pelo estudo do uso e da cobertura da terra, já que são utilizadas informações espaciais e temporais sobre as mudanças ocorridas nos padrões de utilização dos recursos que interferem nas paisagens. Assim, o mapeamento do uso e cobertura da terra é indispensável em qualquer estudo ambiental e para as ações de planejamento e gestão do espaço geográfico, pois registra a variabilidade e a peculiaridade de diferentes áreas de interesse, além do seu potencial de utilização (ALBUQUERQUE *et al.*, 2011).

De tal modo, a análise temporal e espacial de uso e cobertura do solo tem como objetivo levantar as modificações ocorridas na paisagem ao longo do tempo com a finalidade de auxiliar as tomadas de decisões visando a conservação ambiental (TIBIRIÇÁ, 2016). As ferramentas de geoprocessamento são caracterizadas como um conjunto de aparatos tecnológicos que integram análise de dados, processamento e coleta, uma vez que são capazes de investigar a dinâmica de cobertura da terra a nível local, regional ou municipal (GOLLNOW *et al.*, 2014).

As geotecnologias permitem a observação e o monitoramento de grandes áreas de maneira sistemática, integrando diversas informações em uma base de dados, além de serem importantes ferramentas na detecção de danos ambientais, pois possibilitam análises complexas através da união de informações diversas de diferentes fontes e de maneira integrada, permitindo uma ampla visão da dinâmica dos elementos que constituem determinada área (CASTRO; WATRIN, 2013).

Mudanças no solo em resposta a uma determinada condição e/ou sistema de manejo só podem ser entendidas por meio da análise integrada de um conjunto mínimo de parâmetros que se acredita serem afetados por diferentes usos do solo que influenciam o sistema ecológico como um todo (ALVARENGA; DAVIDE, 1999; CASALINHO *et al.*, 2007). Desta forma, o estudo dos atributos do solo ao longo do tempo permite quantificar a magnitude e duração das alterações provocadas por diferentes modelos de ambiente (REICHERT *et al.*, 2010).

Assim, a utilização das características químicas do solo para avaliar as mudanças ocorridas em função dos seus diferentes tipos de uso já vem ocorrendo há vários anos com intuito de avaliar a qualidade do solo em diferentes ecossistemas (MOLINE; COUTINHO, 2015; RUIZ *et al.*, 2015), pois são estas características que são mais afetadas pelo sistema de manejo adotado (GAZOLLA *et al.*, 2015), pois indicam se houve degradação ou melhoria da qualidade do solo em relação ao ambiente clímax (REICHERT *et al.*, 2010).

A qualidade do solo é entendida como a capacidade desse solo sustentar a produtividade biológica do ecossistema, mantendo o equilíbrio ambiental e promovendo a saúde de plantas, animais e do próprio ser humano (CRUZ *et al.*, 2018). A avaliação da qualidade do solo, que é uma combinação de propriedades físicas, químicas e biológicas, contribui para a compreensão dos limites de cada solo, assim como leva a esclarecer quais são as medidas necessárias para a sua recuperação em caso de degradação, sendo a seleção de indicadores fundamental para esta avaliação (SILVA *et al.*, 2020).

Os indicadores de qualidade do solo são atributos mensuráveis, ou seja, podem se apresentar de forma quantitativa ou qualitativa (SILVA, 2018), sendo capazes de avaliar alterações ocorridas num dado ecossistema. O estudo destes atributos ao longo do tempo permite quantificar a magnitude e a duração das alterações provocadas por diferentes sistemas de manejo no solo, mas também é capaz de possibilitar a compreensão da fertilidade presente na área (FREITAS *et al.*, 2017), pois permitem uma melhor compreensão da dinâmica de liberação dos nutrientes para as plantas (RODRIGUES *et al.*, 2017).

Neste contexto, os sistemas agrícolas que favorecem a qualidade do solo são aqueles que cultivam plantas sem o revolvimento do solo, mantendo assim as estruturas físicas naturais formadas, evitando a perda de matéria orgânica e diversos elementos químicos essenciais (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Por isso, o reflorestamento com espécies arbóreas contribui para que os atributos químicos do solo sejam semelhantes aos de um solo sem perturbação antrópica, já que o plantio das espécies arbóreas promove deposição de material

orgânico, o que é fundamental para a ciclagem de nutrientes, mantendo-se, dessa forma, as propriedades químicas desse solo em boas condições (SILVA *et al.*, 2011).

A melhoria dos atributos químicos permite aprimorar as condições de desenvolvimento das plantas e de conservação da diversidade de organismos que habitam o solo (ROSSINO, 2018) e o monitoramento dos atributos de qualidade do solo pode servir como critério para detectar alterações mais impactantes e essas informações podem contribuir para o desenvolvimento de sistemas de manejos mais sustentáveis (SILVA *et al.*, 2020).

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, R. W. *et al.* Metodologia de classificação em imagens de satélite de diferentes sensores e com uma única composição colorida para identificação de mudanças de uso do solo. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 5, Curitiba, 2011. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011. p.6858.
- ALVARENGA, M. I. N.; DAVIDE, A. C. Características físicas e químicas de um Latossolo Vermelho-Escuro e a sustentabilidade de agroecossistemas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 933-942, 1999.
- AMARAL, L. A.; FERREIRA, R. A.; MANN, R. S. O uso de modelagem de distribuição de espécies para restauração florestal: Uma revisão sistemática. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 8, p. e46610817158-e46610817158, 2021.
- ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. Townsend. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1527-1539, 2012.
- ASSIS, J.; SERRÃO, E.A.; CLARO, B.; PERRIN, C.; PEARSON, G.A. Climate-driven range shifts explain the distribution of extant gene pools and predict future loss of unique lineages in a marine brown alga. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 11, p. 2797-2810, 2014.
- BARBOSA, L. M. *et al.* Recuperação de Matas Ciliares do Estado de São Paulo: Avanços e Perspectivas para Conservação Ambiental. *In: BARBOSA, L.M. II Curso de Capacitação em Recuperação Áreas Degradadas com Ênfase em Matas Ciliares*. Mogi Gaçu: Instituto de Botânica - Faculdade Municipal Prof. Franco Montoro, 2008. 80 p.
- BARBOSA, L.M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. *In: Matas ciliares: Conservação e recuperação* (R.R. Rodrigues & HF Leitão-Filho eds). EDUSP/FAPESP, São Paulo, 2000, p. 289-312.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p. 365-377, 2012.
- BELLOTTTO, A.; VIANI, R.A. G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para a avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. *In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. 1. ed. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. v.1, p.128-146.
- BORGES, T. S. A aplicabilidade do Código Florestal na preservação da mata ciliar. **Revista Jus Navigandi**, ano 19, n. 4175, 2014.
- BOWLER, D. E. *et al.* Mapping human pressures on biodiversity across the planet uncovers anthropogenic threat complexes. **People and Nature**, v.2, n.2, p. 380-94. 2020.
- BRANCALION, P. H. S. *et al.* Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, p. 262-293, 2012.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, §1º, inciso I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm.

CALGARO, H.F. *et al.* Distribuição natural de espécies arbóreas e avaliação dos caracteres silviculturais para fins de integrar programa de conservação genética in situ. *Cultura Agrônômica: Revista de Ciências Agrônômicas*, v. 24, n. 4, p. 301-320, 2015.

CASTRO, A. R. C.; WATRIN, O. S. Análise espacial de áreas com restrição legal de uso do solo em projeto de assentamento no sudeste paraense. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 17, n. 2, 10 p, 2013.

CASALINHO, H. D. *et al.* Qualidade do solo como indicador de sustentabilidade de agroecossistemas. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 13, n. 2, p. 195-203, 2007.

CBHSF - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/>. Acesso em: 10 maio 2019.

CHAVES, A. D. C. G. *et al.* Importância dos Levantamentos Florístico e Fitossociológico Para a Conservação e Preservação das Florestas. *ACSA – Agropecuária Científica no Semiárido*, v. 9, n. 2, p. 43 – 48, 2013.

CHAVES, R. B. *et al.* On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 754-759, 2015.

COELHO, G. L. N.; CARVALHO, L. M. T. de; GOMIDE, L. R. Modelagem preditiva de distribuição de espécies pioneiras no Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 207-214, 2016.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 697-708, 2010.

CÔTÉ, I. M.; REYNOLDS, J. D. Predictive ecology to the rescue?. **Science**, v. 298, n. 5596, p. 1181-1182, 2002.

CRUZ, N. N. L.; VALLADARES, G. S.; SOARES, I.; CAMARGO, O. A. Distribuição espacial da qualidade dos solos da capta-frutas em Jundiá, São Paulo. **Revista Equador**, v.7, n.2, p.147-161, 2018.

DARWISH, M. H. *et al.* Geo-Environmental Changes and Their Impact on the Development of the Limestone Plateau, West of Assiut, Egypt. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 48, n. 12, p. 1705-1727, 2020.

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 159-167.

FANFARILLO, E. *et al.* Species composition, richness, and diversity of weed communities of winter arable land in relation to geo-environmental factors: A gradient analysis in mainland Italy. **Botany**, v. 98, n. 7, p. 381-39, 2020.

FREITAS, L. *et al.* Estoque de carbono de latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.28, n.1, p. 228-239, 2017.

GASTÓN, A; GARCIA-VINAS, J. I. Evaluating the predictive performance of stacked species distribution models applied to plant species selection in ecological restoration. **Ecological modelling**, v. 263, p. 103-108, 2013.

GASTÓN, A. *et al.* Species distribution models applied to plant species selection in forest restoration: are model predictions comparable to expert opinion? **New Forests**, v. 45, p. 641-653, 2014.

GAZOLLA, P.R.; GUARESCHI, R.F.; PERIN, A.; PEREIRA, M.G.; ROSSI, C.Q. Frações da matéria orgânica do solo sob pastagem, sistema plantio direto e integração lavoura-pecuária. **Ciências Agrárias**, v.36, p.693-704, 2015.

GELVIZ-GELVEZ, S. M. *et al.* Ecological niche modeling under climate change to select shrubs for ecological restoration in Central Mexico. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 302-309, 2014.

GIACOMIN, L. L. *et al.* Speeding up the discovery of unknown plants: a case study of *Solanum* (Solanaceae) endemics from the Brazilian Atlantic Forest. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**. Nova Série, v. 35, p. 121-135, 2014.

GIANNINI, T.C. *et al.* Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v.63, p.733-749, 2012.

GIEHL, E. L. H.; BUDKE, J. C.; Aplicação do Método Científico em Estudos Fitossociológicos no Brasil: em busca de um paradigma. In: FELFILI, J.M. *et al.* **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos: volume I**. Viçosa, MG: Ed. UFG, 2011.

GONÇALVES, B. F. Chuva de Sementes em remanescentes caatinga no município de Porto da Folha, Sergipe-Brasil. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão - SE. p. 12. 2012.

GOLLNOW, F.; LAKES, T. Policy change, land use, and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001 e 2012. **Applied Geography**, v. 55, p. 203-211, 2014.

GRAMKOW, C. Política Ambiental no Brasil: perspectivas a partir do gasto público federal. In: ROSSI, P.; DWECK, E.; OLIVEIRA, A. L. M. de (ed.). **Economia para poucos: impactos sociais da austeridade e alternativas para o Brasil**. São Paulo: Autonomia Literária, 2018. p. 147-170.

HANNAH, L. A global conservation system for climate-change adaptation. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 70-77, 2010.

HARSCH, M. A. *et al.* Moving forward: insights and applications of moving-habitat models for climate change ecology. (M. Heard, Ed.) **Journal of Ecology**, v. 105, n. 5, p. 1169–1181, 2017.

HERINGER, G. *et al.* Can *Acacia mangium* and *Acacia auriculiformis* hinder restoration efforts in the Brazilian Atlantic Forest under current and future climate conditions?. **Biological Invasions**, v. 21, n. 9, p. 2949-2962, 2019.

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Crescimento Inicial de Espécies Florestais na Recomposição da Mata Ciliar em Taludes Submetidos à Técnica da Bioengenharia de Solos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 157-166, 2011.

HOLANDA, F. S. R. *et al.* Sediment input from the São Francisco River bank, Northeast Brazil, under low discharge period. **Investigaciones Geográficas**, Instituto de Geografía, UNAM, e60244, 2021.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems?. **Forest ecology and management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Climate Change 2014. In: PACHAURI, R.K.; MEYER, L.A. (eds.). **Synthesis Report**. Geneva: IPCC, 2014. p.151.

JACOBI, C.M.; CARMO, F.F. do; VINCENT, R.C. estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.2, p.345-353, 2008.

KAWAGUICI, C. B.; KAGEYAMA, P. Y. Diversidade genética de três grupos de indivíduos (adultos, jovens e plântulas) de *Calophyllum brasiliense* Camb. em uma população de mata de galeria. **Scientia Forestalis**, n. 59, p. 131-143, 2001.

KUNTSCHIK, D. P.; EDUARTE, M.; UEHARA, T. H. K. **Matas ciliares**. SMA, 2011.

LACERDA, A. V.; BARBOSA, F. M. **Matas ciliares no Domínio das Caatingas**. João Pessoa: Editora Universitária/UFPB. Brasil. 2006. 150 p.

LACERDA, P. O. Modelagem da distribuição geográfica atual e futura de *Guerlinguetus* (Rodentia, Sciuridae) no Brasil. 2013. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Espírito Santo-Vitória. 143pp.

LANG, S.; BLASCHK E, T. **Análise da Paisagem com SIG**. Tradução: Hermann Kux, São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LOPES, T. S.; LEITE, V., R.; LEITE, G. R. Modelagem de Nicho Ecológico e Conservação de *Dalbergia nigra*, Espécie Ameaçada de Extinção. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 438-440, 2007.

LOPÉZ-TIRADO, J.; HIDALGO, P. J. Ecological niche modelling of three Mediterranean pine species in the south of Spain: a tool for afforestation/reforestation programs in the twenty-first century. **New Forests**, 19 p., 2015.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2007. 146p.
MCDONALD *et al.* **International Standards for the Practice of Ecological Restoration - Including Principles and Key Concepts** (first edition), Society for Ecological Restoration (SER), Washington, D.C, 2016, 47p.

MCNEELY, J. A. The contributions of protected areas to sustaining society. Em Plenary Sessions and Symposium Papers, IVth World Congress on National Parks and Protected Areas, Venezuela, 1992. World Conservation Union (IUCN), Gland.

MITCHELL, R. J. *et al.* Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, v. 3, p. 142-160, 2000.

MMA. **Brasil: 5º Relatório Nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica**. Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, Scaramuzza, C. A. M. (Coord.), 240 p. 2017.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2022. Disponível em:
<https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/areasprotegidasecoturismo/sistema-nacional-de-unidades-de-conservacao-da-natureza-snuc>>

MOLINE, E. F. V.; COUTINHO, E. L. M. Atributos químicos de solos da Amazônia Ocidental após sucessão da mata nativa em áreas de cultivo. **Revista de Ciências Agrárias**, v.58, n.1, p. 14-20, 2015.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 8, p. 853-858, 2000.

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**. The Nature Conservancy, 128 p, 2013.

NOSS, R. F. Protected areas: how much is enough? Em R.G. Wright (ed.) **National Parks and Protected Areas: Their Role in Environmental Protection**. Blackwell Science Publications, Oxford.1996.

NOVAK, E. *et al.* Chemical and microbiological attributes under different soil cover. **Cerne**, v. 23, p. 19-30, 2017.

OLIVEIRA, P. A. **Distribuição potencial e propagação vegetativa de gramíneas nativas com enfoque na restauração ecológica**. 2019. 77 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina-MG, 2019.

OVERBECK, G. E. et al. Princípios e desafios da restauração ecológica em ecossistemas brasileiros. **Conhecendo a biodiversidade**, p. 141-155, 2016.

PAIVA, S. R. et al. Recursos genéticos: o produtor pergunta, a Embrapa responde. **Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia-Livro técnico (INFOTECA-E)**, 2019.

PAULS, S.U.; NOWAK, C.; BÁLINT, M.; PFENNINGER, M. The impact of global climate change on genetic diversity within populations and species. **Molecular Ecology**, v. 22, n. 4, p. 925-946, 2013.

PAZ, R. J. da et al. Unidades de conservação na região semiárida do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 17, p. 1283-1334, 2020.

PEREIRA, M. P. S. et al. A cobertura florestal em paisagens do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1-11, 2017.

POESTER, G. C. et al. Práticas para restauração da mata ciliar. Porto Alegre: Catarse – **Coletivo de Comunicação**, 2012. 60p.

REICHERT, J. M. et al. Mecânica do Solo. In: LIER, Q. de J. van. Física do Solo. Viçosa: SBCS, 2010. **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.569-577, 2005.

RIBEIRO, N. P. et al. Biodiversidade e conservação de recursos genéticos de espécies arbóreas. **Multitemas**, v. 21, n. 50, 2016.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. DE S. B.; FIGUEIREDO, M. A. Manual Sobre **Métodos de Estudos Florístico e Fitossociológico**: Ecossistema caatinga. Brasília: SB 2013. 24 p.

RODRIGUES, M. et al. Changes in chemical properties by use and management of an oxisol in the Amazon biome. **Revista Caatinga**, v. 30, p. 278-286, 2017.

RODRIGUES, P.M.S.; SILVA, J.O.; EISENLOHR, P.V.; SCHAEFER, C.E.G.R. Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 679-684, 2015.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo / Fapesp, 2004. p.235-247.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: R.R. Rodrigues & H. Leitão-Filho (eds. ou orgs.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. EDUSP, São Paulo, SP. 320p, 2000.

ROSSINO, A, B. **Alterações nos atributos químicos do solo após duas aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura**. 2018. 101 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 2018.

RUIZ, E. C. et al. Assessmet of soil parameters related with soil quality um agricultural systems. **Life Science Journal**, v. 12, n. 1, p. 154-160, 2015.

- RUIZ-JAEN, M C.; AIDE, M. T. Restoration success: how is it being measured?. *Restoration ecology*, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.
- SANTOS, J. O; SOUZA, M. J. N. de. Abordagem geoambiental aplicada à análise da vulnerabilidade e dos riscos em ambientes urbanos. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 215-232, 2014.
- SBPC- SOCIEDADE BRASILEIRA DA PESQUISA CIENTÍFICA. O Código Florestal e a Ciência: Contribuições para o Diálogo. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência/ Academia brasileira de Ciências. São Paulo, 2011. 124p.
- SCARANO, F. R. *et al.* **Potência Ambiental da Biodiversidade: um caminho inovador para o Brasil**. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas e da Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Rio de Janeiro: PBMC, COPPE –UFRJ, 2018.
- SCOOTI, A.V. S. M.; M. M, WENDLER; F. C.; LONGH; J. S. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 21, n3, p. 459-472, 2011.
- SERGIPE. **Diagnóstico florestal de Sergipe**. 1. ed. Aracaju: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos; 2014.
- SERRA, J. P.; DE OLIVEIRA, T. A. Impactos ambientais decorrentes da construção de barragens de usinas hidrelétricas: reflexões e desdobramentos físico-naturais. **Carmino Hayashi Diego de Souza Sardinha**, p. 64, 2020.
- SETTELE, J. *et al.* Covid-19 Stimulus measures must save lives, protect livelihoods, and safeguard nature to reduce the risk of future pandemics. IPBES Expert Guest Article. Disponível em: <https://ipbes.net/covid19stimulus>. Acesso em: set. 2020.
- SILVA, A. M. DA; MORAES, M. L. T. DE; BUZETTI, S. Propriedades químicas de solo sob reflorestamento ciliar após 20 anos de plantio em área de cerrado. **Revista Árvore**, v. 35, p. 97-106, 2011.
- SILVA, M. A. F.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. **Rodriguésia**, v. 69., n. 4, p. 2069-2079, 2018.
- SILVA, M. DE O. *et al.* Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 47838-47855, 2020.
- SILVA, M. P. P.; KAMINO, L.H.Y.; PÔRTO, K.C. Is the current network system of protected areas in the Atlantic Forest effective in conserving key species of bryophytes? **Tropica Conservation Science**, v. 7, n. 1, p. 61-74, 2014.
- SILVA, S, B; **Análise de solos para ciências agrárias**, 2.Ed, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém-PA, 2018.
- SILVÉRIO, N. M. *et al.* Use of floating PV plants for coordinated operation with hydropower plants: Case study of the hydroelectric plants of the São Francisco River basin. **Energy Conversion and Management**, v. 171, p. 339-349, 2018.

SIMON, L.M. *et al.* Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in Cerrado. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 267-274, 2013.

SIMON, M. F. **Manual de curadores de germoplasma** – Vegetal: Conservação *in situ*. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2010. 13p

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION - SER. Disponível em: <http://www.ser.org/page/MissionandVision>. Acesso em: 25 jun. 2022.

SOUZA, E. M. S. de. *Erythrina velutina* WILLD. e *Schinus terebinthifolia* RADDI em áreas de reflorestamento e remanescentes de Mata Atlântica e Caatinga. 2018. 96 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2018.

STEFFEN, W. *et al.* **Global change and the Earth system: a planet under pressure**. Berlin, Germany: Springer. 2004.

TABARELLI, M. *et al.* Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

TIBIRIÇÁ, A. V. D. Análise temporal do uso do solo na região do assentamento trairão, estado de Roraima – Brasil. 2016, Minas Gerais.

TORRES, M. F. O. **Alterações de paisagem na Região do Baixo São Francisco e estratégias para a restauração ambiental**. 2022. 111 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2022.

TORRES, M. F. O. *et al.* Spatial framework vulnerability in riparian area in Sergipe: The case of the lower course of the São Francisco River. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, p.100628, 2021.

TÔRRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 228-230, 2012.

VASCO, A. N.; NETTO, A. D. O. A.; DA SILVA, M. G. The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 4, p. 556-565, 2019.

VASSELLA, F.; SCHIRONE, B. Predicting potential distribution of *Quercus suber* in Italy based on ecological niche models: Conservation insights and reforestation involvements. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 150-161, 2013.

VEZZANI, F. M; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre a qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, n.4, p. 743-755, 2009.,

VINCETI, B. *et al.* Conservation priorities for *Prunus africana* defined with the aid of spatial analysis of genetic data and climatic variables. **PLoS ONE**, v.8, n.3, p.1-16, 2013.

WRI - WORLD RESOURCES INSTITUTE. The world conservation union e programa das nações unidas para o meio ambiente. A estratégia global de biodiversidade. Fundação o Boticário de proteção à natureza, São Jose dos Campos, 1992.

WWF-Brasil. **Restauração Ecológica no Brasil:** Desafios e Oportunidades, 2017. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?60742/Restaurao-ecolgica-no-Brasil-desafios-e-oportunidades>: Acesso em: 10 ago. 2019.

4. ARTIGO 1

O USO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Periódico publicado em: Research, Society and Development

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi realizar uma revisão sistemática da produção científica do uso da modelagem de distribuição de espécies para restauração florestal. As buscas de artigos científicos nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science* para os últimos 15 anos foram realizadas no mês de dezembro de 2020 utilizando os termos: “ecological modeling” OR “biodiversity modeling” OR “predictive models” OR “niche modeling” OR “habitat models” AND “species distribution” OR “geographic distribution” OR “potential distribution” AND “forest restoration” OR “restoration ecology”. Para as análises estatísticas e gráficos dos dados brutos foi utilizado o pacote Bibliometrix do software R. Os dados brutos foram refinados por meio da seleção dos estudos que atenderam aos seguintes critérios: (i) estudos publicados em revistas científicas com fator de impacto igual ou superior a 2,0; (ii) estudos em que o título ou resumo mencionassem as palavras restauração florestal ou restauração ecológica; (iii) estudos que avaliaram o uso de modelagem de distribuição de espécies como auxílio aos projetos e programas de restauração florestal ou restauração ecológica. Foram encontrados 44 documentos publicados em 30 periódicos científicos com média de 3,91 publicações por ano; 18,55 citações por documento; 197 autores, sendo 3 documentos com autoria única. Assim, pode-se concluir que o uso de modelagem de distribuição de espécies para restauração florestal no mundo é muito recente, e no Brasil é incipiente com baixos números de artigos publicados, mas apresenta tendência de crescimento por conta da sua significativa contribuição para melhorar as taxas de sucesso dos projetos de restauração.

Palavras-chave: Restauração Ecológica, MaxEnt, Seleção de Espécies.

ABSTRACT

THE USE OF SPECIES DISTRIBUTION MODELING FOR FOREST RESTORATION: A SYSTEMATIC REVIEW

The objective of this work was to carry out a systematic review of the scientific production on the use of species distribution modeling for forest restoration. Searches for scientific articles in the *Scopus* and *Web of Science* databases for the last 15 years were performed in December 2020 using the terms: "ecological modeling" OR "biodiversity modeling" OR "predictive models" OR "modeling of niche" OR "habitat models" AND "species distribution" OR "geographic distribution" OR "potential distribution" AND "forest restoration" OR "restoration ecology". For the statistical and graphical analysis of the raw data the Bibliometrix package was used of the R software. The raw data were refined by selecting the studies that meet the following criteria: (i) studies published in scientific journals with an impact factor equal to or greater than 2.0; (ii) studies in which the title or abstract mentioned as words forest restoration or ecological restoration; (iii) studies that evaluate the use of species distribution modeling as an aid to forest restoration or restoration projects and programs the ecological. found 44 documents published in 30 scientific journals with an average of 3.91 publications per year; 18.55 citations per document; 197 authors, 3 documents with single authorship. Thus, we were able to conclude that the use of species distribution modeling for forest restoration in the world is very recent, and in Brazil it is incipient with low numbers of published articles. Still, it shows a growing trend due to its significant contribution to improving success rates restoration projects.

Keywords: Ecological Restoration, MaxEnt, Species Selection.

RESUMEN

EL USO DEL MODELADO DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES PARA LA RESTAURACIÓN FORESTAL: UNA REVISIÓN SISTEMÁTICA

El objetivo de este trabajo fue realizar una revisión sistemática de la producción científica sobre el uso de modelos de distribución de especies para la restauración forestal. Las búsquedas de artículos científicos en las bases de datos de Scopus y Web of Science durante los últimos 15 años se llevaron a cabo en diciembre de 2020 utilizando los términos: "modelado ecológico" O "modelado de biodiversidad" O "modelos predictivos" O "modelado de hábitat de nicho" O "modelos "Y" distribución de especies "O" distribución geográfica "O" distribución potencial "Y" restauración forestal "O" ecología de restauración ". Para el análisis estadístico y gráfico de los datos brutos se utilizó el paquete Bibliometrix del software R. Los datos se refinaron seleccionando los estudios que cumplen con los siguientes criterios: (i) estudios publicados en revistas científicas con un factor de impacto igual o superior a 2.0; (ii) estudios en los que el título o resumen menciona como palabras restauración forestal o restauración ecológica; (iii) estudios que evalúen el uso de modelos de distribución de especies como ayuda para proyectos y programas de restauración o restauración forestal lo ecológico. encontró 44 documentos publicados en 30 revistas científicas con un promedio de 3.91 publicaciones por año; 18,55 citas por documento; 197 autores, 3 documentos de autoría única. Así, podríamos concluir que el uso de modelos de distribución de especies para la restauración forestal en el mundo es muy reciente, y en Brasil es incipiente con bajo número de artículos publicados, pero muestra una tendencia creciente debido a su significativa contribución a mejorar las tasas de éxito. proyectos de restauración.

Palabras clave: Restauración Ecológica, MaxEnt, Selección de Especies.

4.1. Introdução

À medida que as condições climáticas mudam, também são alteradas as distribuições potenciais das espécies, ou seja, mudam-se aquelas áreas da paisagem com condições adequadas para a persistência de uma espécie. No entanto, a compreensão de como as espécies serão impactadas é limitada, dada a complexidade das mudanças climáticas e a variedade de escalas em que seus efeitos ocorrerão (Renton et al. 2012). Assim, há necessidade de intensificar os esforços de pesquisa em áreas ameaçadas por mudanças globais e criar ações para reduzir seus efeitos (Hulme 2009; Richardson & Rejmánek 2011; Lehmann et al. 2017; Meira-Neto et al. 2017).

A modelagem preditiva de distribuição de espécies é um método computacional que permite uma representação das condições requeridas para a sobrevivência de uma ou mais espécies, por meio da combinação de dados de ocorrência com variáveis ambientais (Anderson et al. 2003). Esses modelos têm a capacidade de prever a distribuição futura da vegetação sob diferentes cenários de mudanças climáticas (Leach et al. 2016; Virgili et al. 2017), avaliar a eficácia das Áreas Protegidas (Ferro et al. 2014; Lemes et al. 2014), procurar ocorrências de novas populações de espécies ameaçadas (Kamino et al. 2012; Pena et al. 2014; Cupertino-Eisenlohr et al. 2017; Oliveira et al. 2016, 2017) e têm sido considerados ferramentas essenciais para a gestão e conservação da biodiversidade (Cote & Reynolds, 2002).

Além disso, os modelos de distribuição de espécies (SDM) podem prever áreas para restauração, translocação ou reintroduções, assim como prever as espécies mais adequadas para um determinado local (Araújo & Peterson, 2012). Com base na área de adequação, gestores de terras e formuladores de políticas podem estabelecer mecanismos para identificar áreas de alto

risco de invasão, onde a localização de áreas para restauração deve ser priorizada (Allen & Bradley, 2016). Apesar das atividades de restauração ecológica demandarem custos elevados e não oferecem retorno financeiro direto para os proprietários rurais, seus benefícios são de longo prazo, coletivos e difusos (Costa, 2016). Contudo, muitos fatores como a dispersão de sementes invasivas, bancos de sementes e mudas, conectividade da paisagem, limitações socioeconômicas e invasão biológica podem comprometer o seu sucesso (Melo et al. 2013; Martínez-Ramos et al. 2016).

Desta forma, os esforços para restaurações futuras devem ser direcionados para o estabelecimento de ecossistemas que são capazes de persistir sob novas condições (Cairns, 2002; Choi, 2004; Gastón & García-Viñas, 2013), uma vez que a gestão das mudanças climáticas requer estratégias de curto e longo prazo que permitirão maior resistência e resiliência nos ecossistemas (Millar et al. 2007). Neste sentido, a resposta das espécies às mudanças ambientais pode afetar os resultados da restauração principalmente por ser um processo de impacto de longo prazo (Harris et al. 2006). Se as espécies selecionadas não podem tolerar as modificações ambientais previstas pelas mudanças climáticas, a estratégia de restauração não funcionará a médio e longo prazo. Até o momento, apenas as condições climáticas históricas e atuais são levadas em consideração no estabelecimento dos requisitos necessários para projetos de restauração (Ravenscroft et al. 2010).

As primeiras aplicações de SDM para apoiar a seleção de espécies para iniciativas de restauração florestal utilizaram envelopes ambientais para estimar a adequação específica do local (Gutiérrez & Sánchez Palomares, 1994). Em seguida, métodos de modelagem mais complicados como a abordagem de casco convexo (García López & Allúe Camacho, 2004) e os modelos lineares generalizados (Felicísimo, 2003) passaram a ser utilizados para ajustar SDM que apoiam a seleção de espécies na restauração florestal (Gastón et al. 2014). Porém, mesmo com elevado potencial de aplicabilidade para restauração florestal (Gastón et al. 2014), os SDM raramente foram aplicados para esta finalidade (Burnside et al. 2002; Van Loon et al. 2011; Gastón et al. 2014), talvez pela necessidade de integração de níveis hierárquicos (Gastón & García-Viñas, 2010) ou pela escolha de uma amostragem apropriada (Mateo et al. 2018).

Sendo assim, uma alternativa para alcançar melhores resultados poderia ser a adoção de uma estratégia ganha-ganha (Brancalion & Chazdon, 2017), priorizando ações que mitiguem mais de um fator negativo, como a promoção da restauração em áreas com alto risco de invasão biológica que aumentará a probabilidade de sucesso da restauração e reduzirá a disponibilidade de habitat para espécies invasoras (Heringer, Bueno, Meira-Neto, Matos & Neri, 2019). Portanto, este estudo teve como objetivo realizar uma revisão sistemática sobre o uso da modelagem de distribuição de espécies para restauração florestal.

4.2. Metodologia

Uma revisão sistemática é um resumo conciso das melhores evidências disponíveis que usa métodos explícitos e rigorosos para identificar, avaliar criticamente e sintetizar estudos relevantes sobre um tópico específico (Dybå & Dingsøyr, 2008). Além de ser baseado em uma estratégia de busca abrangente e detalhada, capaz de identificar limites em torno de generalizações e importantes lacunas geográficas, permite estudos teóricos e metodológicos na literatura (Pickering & Bryne, 2014; Torracco, 2016).

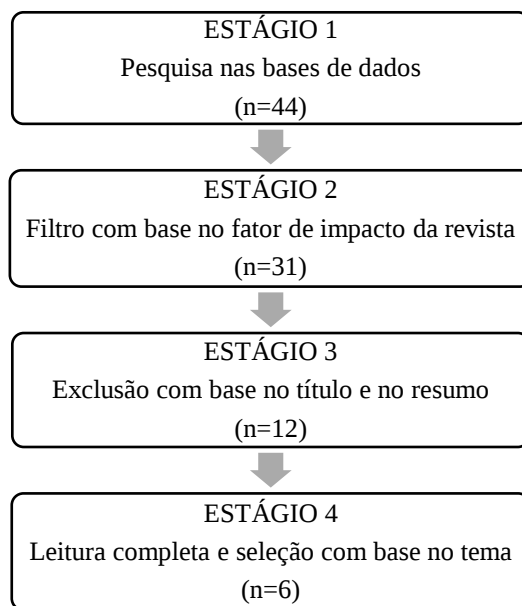
Com este estudo realizou-se buscas de artigos científicos nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science* para os últimos 15 anos, ou seja, de 2005 a 2020. Essas buscas foram realizadas no mês de dezembro de 2020 utilizando os termos: “ecological modeling” OR “biodiversity modeling” OR “predictive models” OR “niche modeling” OR “habitat models” AND “species distribution” OR “geographic distribution” OR “potential distribution” AND “forest restoration” OR “restoration ecology”.

Para a realização das análises estatísticas e gráficos foi utilizado o pacote Bibliometrix do software R (R Core Team, 2020) que é uma ferramenta de código aberto para executar uma

abrangente análise de mapeamento da literatura científica (Aria & Cuccurullo, 2017). Para isso os dados bibliográficos (brutos) foram importados no formato BibTex para realização de análises bibliométricas como citações, colaboração científica e análise de artigos por ano de publicação.

Os dados brutos foram refinados por meio da seleção dos estudos que atenderam aos seguintes critérios: (i) estudos publicados em revistas científicas com fator de impacto igual ou superior a 2,0; (ii) estudos em que o título ou resumo mencionassem as palavras restauração florestal ou restauração ecológica; (iii) estudos que avaliaram o uso de modelagem de distribuição de espécies como auxílio aos projetos e programas de restauração florestal ou restauração ecológica (Figura 1).

Figura 1. Protocolo de seleção dos artigos.



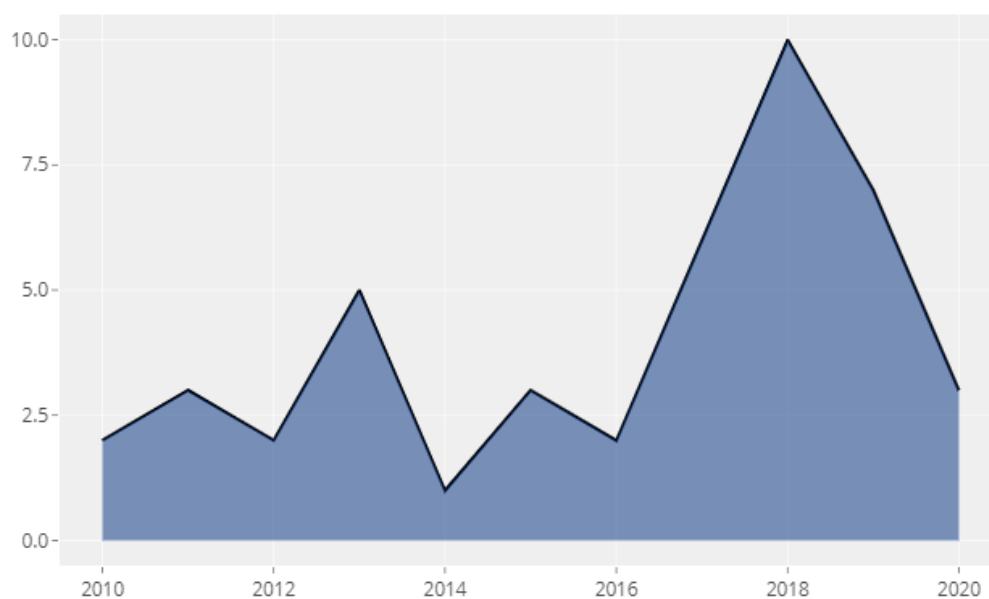
Fonte: Adaptado de Dybå & Dingsøyr (2008).

Desta forma, este processo de filtrações sucessivas constituiu um fluxograma de pesquisa (Figura 1), conforme requerido pela instrução QUOROM, a fim de facilitar a visualização do porquê os estudos foram excluídos em diferentes estágios da revisão e por quais diferentes razões isto aconteceu (Dybå & Dingsøyr, 2008).

4.3. Resultados e Discussão

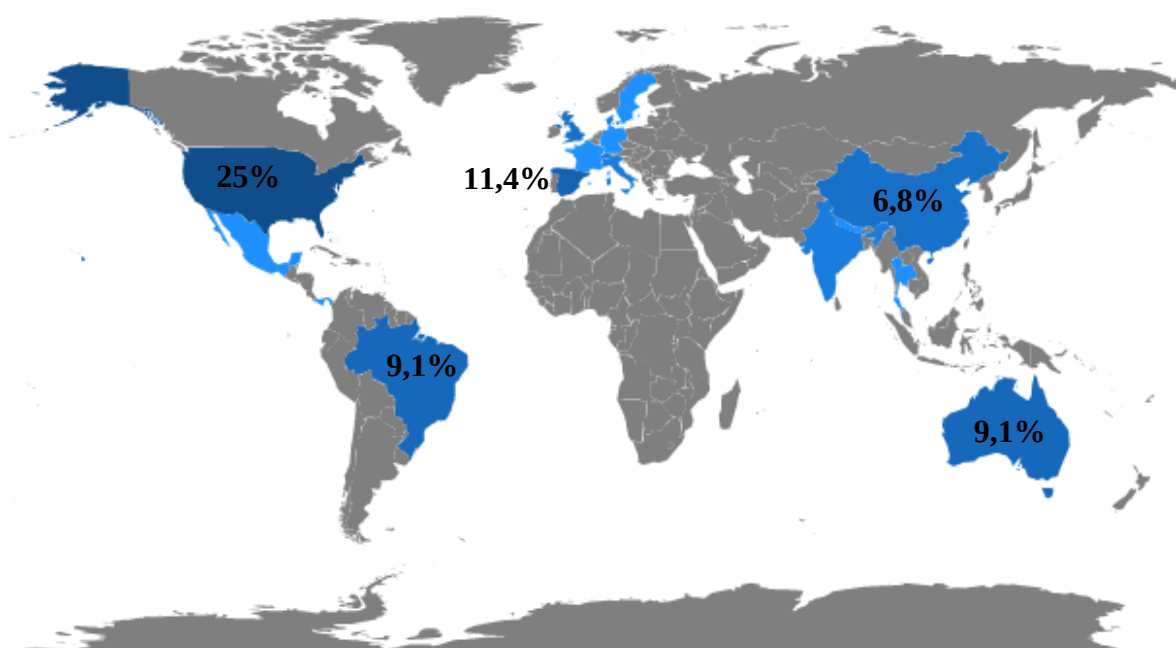
Esta pesquisa totalizou 45 artigos, sendo 1 identificado como duplicata, restando 44 artigos publicados em 30 periódicos científicos com média de 3,91 publicações por ano. Dentre as fontes mais relevantes, as revistas “Biodiversity and Conservation”, “Biological Invasions”, “Ecological Engineering”, “Forest Ecology and Management” e “Journal of Applied Ecology” apresentaram o mesmo número de publicações ($n = 3$). Foram contabilizadas 18,55 citações por documento e 197 autores, sendo 3 documentos com autoria única.

Apesar do intervalo de buscas ter sido definido para 15 anos, ou seja, de 2005 a 2020, não foram encontradas publicações antes do ano 2010. Assim, o intervalo de publicações passou a ser de 10 anos com média de 3,92 artigos por ano, com 10 artigos (22,7%) publicados somente no ano de 2018 (Figura 2).

Figura 2. Número de publicações científicas anuais.

Fonte: R Core Team (2021).

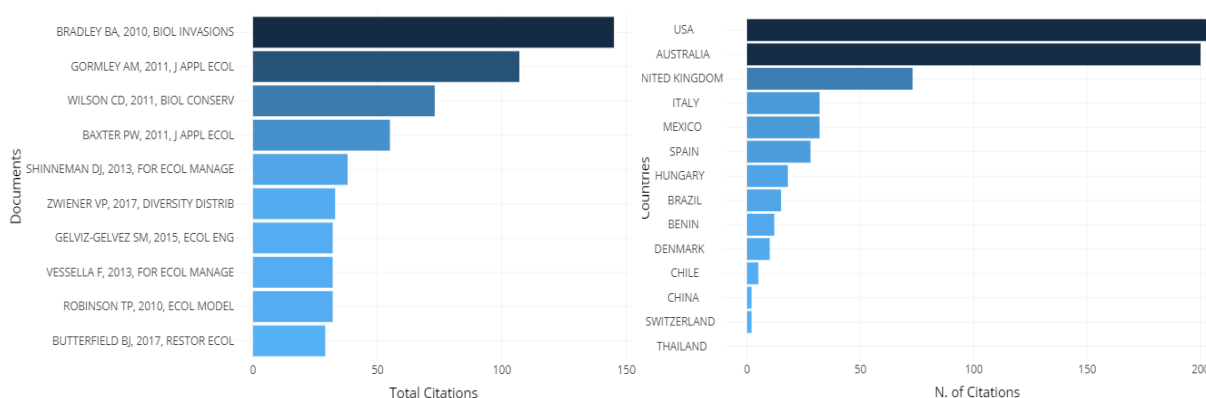
Os Estados Unidos é o país com maior número de trabalhos publicados sobre o uso de SDM para restauração florestal ($n = 11$), seguido da Espanha ($n = 5$), da Austrália e do Brasil ($n = 4$) e da China ($n = 3$). Desta forma, o Brasil ocupa a 3ª posição juntamente com a Austrália, ambos com 9,1% dos documentos publicados (Figura 3). No entanto, dos quatro artigos brasileiros apenas um teve como objetivo investigar como o efeito de condições climáticas atuais e futuras na distribuição geográfica da *Acacia mangium* e da *Acacia auriculiformis* na Mata Atlântica impactaria os programas de restauração florestal desse bioma, visto que são espécies exóticas que podem invadir áreas potenciais para restauração (Heringer et al. 2019).

Figura 3. Distribuição geográfica das publicações científicas encontradas.

Fonte: R Core Team (2021).

O artigo que apresentou o maior número de citações ($n = 145$) também corresponde ao primeiro artigo publicado dentro do espaço de tempo selecionado nas buscas. Este artigo mais citado teve como objetivo o uso de modelagem para avaliar o habitat climático atual ou terras climaticamente adequadas para três espécies invasoras no sudeste dos Estados Unidos (Bradley et al., 2010), que foi o país com maior número de citações ($n = 203$) seguido da Austrália ($n = 200$) (Figura 4).

Figura 4. Comparação entre os documentos e países mais citados.



Fonte: R Core Team (2021).

Após as análises estatísticas realizadas para todos os documentos encontrados ($n = 44$) foram realizadas filtragens específicas para selecionar os artigos que tratavam diretamente do uso de SDM na restauração florestal. O primeiro filtro aplicado foi em relação ao fator de impacto das revistas, ou seja, foram excluídos os artigos publicados em revistas com fator de impacto menor que 2, uma vez que quanto maior o fator de impacto mais prestígio acadêmico a revista possui. Assim, restaram 31 artigos dos quais foram selecionados aqueles que continham nos títulos ou resumos as palavras “restauração florestal” ou “restauração ecológica”, o que totalizou 12 artigos. Foi feita a leitura a fim de selecionar aqueles que avaliavam o uso da modelagem de distribuição de espécies na restauração florestal, sendo selecionados seis artigos (Tabela 1).

Tabela 1. Lista dos artigos selecionados para análise conforme critérios empregados no protocolo de pesquisa. Onde: NC = número de citações

AUTORES	REVISTA	ANO	PAÍS	NC
Gastón A; García-Viñas J	Ecological Modelling	2013	Espanha	15
Gastón A; García-Viñas J; Bravo-Fernandez A; Lopez-Leiva C; Oliet J; Roig S; Serrada R	New Forests	2014	Espanha	13
Gelviz-Gelvez S; Pavn N; Illoldi-Rangel P; Ballesteros-Barrera C	Ecological Engineering	2014	México	32
Cai A; Wang J; Wang Y; Maclachlan I	Environmental Earth Sciences	2019	China	1
Heringer G; Bueno M; Meira-Neto J; Matos F; Neri A	Biological Invasions	2019	Brasil	3
Carrasco J; Price V; Tulloch V; Mills M	Biodiversity And Conservation	2020	África	0

Fonte: Autores 2021

O intervalo de publicações para os seis artigos selecionados (Tabela 1) foi de 7 anos, com o primeiro artigo publicado em 2013 (Gastón & García-Viñas, 2013) e o último em 2020

(Carrasco, Price, Tulloch & Mills, 2020), tendo como média de publicação 1,2 artigo por ano. Destes, o artigo mais citado foi aquele desenvolvido no México (Gelviz-Gelvez, Pavn, Illoldi-Rangel & Ballesteros-Barrera, 2014), seguido dos que foram desenvolvidos na Espanha (Gastón & García-Viñas, 2013; Gaston et al. 2014) conforme descrito na Tabela 1.

De acordo com a Society for Ecological Restoration International [SER] (2004), a restauração ecológica é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema degradado em relação a sua saúde, integridade e sustentabilidade. Em todo o mundo, as estratégias mais frequentes para restauração são: plantio de mudas e semeadura direta (Florentine & Westbrooke, 2004), o que faz a seleção adequada de espécies obrigatória para os projetos de restauração (Gastón & García-Viñas, 2013). No entanto, muitos critérios diferentes podem ser usados na seleção de espécies, devendo as espécies selecionadas serem combinadas com as condições ambientais locais (Pemán García et al. 2006). Deve-se considerar que a estimativa de adequação do habitat para as espécies selecionadas parte dos resultados dos modelos preditivos de distribuição de espécies (SDMs), que relacionam observações de campo com variáveis preditoras ambientais (Guisan & Thuiller, 2005).

Os protocolos de modelagem envolvem a utilização de ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), softwares e algoritmos de modelagem (Cancian, 2012). Neste sentido, para ajustarem os modelos de distribuição de espécies, 50% (n = 3) dos artigos selecionados utilizaram o software MaxEnt (Gelviz-Gelvez et al. 2014; Heringer et al. 2019; Carrasco et al. 2020) por ser baseado no princípio da máxima entropia (Phillips et al. 2006). Já a regressão logística penalizada (Harrell, 2001) foi a escolha de 33,3% dos artigos (Gastón & García-Viñas, 2013; Gastón et al. 2014) e os modelos aditivos generalizados (GAMs) foi a opção de somente um (16,67%) dos artigos (Cai, Wang, Wang & Maclachlan, 2019).

O algoritmo MaxEnt tem sido amplamente utilizado em modelagem de distribuição de espécies por apresentar resultados robustos quando comparado a outros algoritmos de modelagem, mesmo quando utilizado com um número reduzido de dados de ocorrência da(s) espécie(s) estudada(s). Com este algoritmo busca-se encontrar a distribuição mais próxima da distribuição uniforme, baseada nas restrições que as variáveis disponíveis relacionadas à observação de uma espécie e as condições ambientais de determinada área geográfica oferecem ao modelo (Cancian, 2012).

Dos artigos que utilizaram o MaxEnt podemos destacar Gelviz-Gelvez et al. (2014), que foi realizado com o objetivo de selecionar espécies arbustivas com atributos ecológicos (cobertura, densidade, frequência, associação coeficiente e presença de associações micorrízicas) que permitam a rápida recuperação de ecossistemas semiáridos perturbados. Os resultados mostraram a coexistência de ambos os grupos funcionais de arbustos (perene e decíduo), mas com a recomendação de seis espécies (*Acacia schaffneri*, *Ageratina espinosarum*, *Bursera fagaroides*, *Dalea bicolor*, *Eysenhardtia polystachya* e *Karwinskia humboldtiana*) que apresentaram qualidades ecológicas adequadas para restauração e manutenção ou ampliação de sua distribuição no cenário de mudanças climáticas de médio e longo prazo na região semiárida do México Central.

Outro destaque é o artigo desenvolvido no Brasil, que também utilizou o MaxEnt, só que com o objetivo de investigar o efeito de condições climáticas presente e futuro na distribuição geográfica de espécies invasoras (*Acacia mangium* e *Acacia auriculiformis*) na Mata Atlântica, para buscar entender o possível impacto desta distribuição nos programas de restauração florestal desse bioma, visto que são espécies exóticas que podem invadir áreas potenciais para restauração. Os autores concluíram que há na Mata Atlântica uma grande área mais adequada para a espécie *A. mangium* do que para *A. auriculiformis*, sugerindo que este bioma pode sofrer um fator adicional de degradação nos anos seguintes e que os esforços para restauração local podem ser impedidos por invasão biológica (Heringer et al. 2019).

Desta forma, é possível afirmar que a etapa de escolha de espécies para projetos de restauração florestal encontrou na modelagem de distribuição preditiva uma grande aliada, pois seus modelos podem e devem diminuir o risco de seleção de espécies inadequadas e,

consequentemente, melhorar as taxas de sucesso dos projetos de restauração (Gastón & García-Viñas, 2013). No Brasil os trabalhos com modelagem de distribuição de espécies arbóreas estavam restritos ao bioma Mata Atlântica (Giacomin et al. 2014), porém em estudo para determinar a distribuição potencial de 23 espécies pioneiras no estado de Minas Gerais, os autores concluíram que a modelagem preditiva de distribuição indica espécies mais adequadas para cada bioma existente no estado (Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica) e permite relacionar as características do bioma às preferências ambientais de cada espécie (Coelho, Carvalho & Gomide, 2016).

Acredita-se, portanto, que a recomendação para utilização do MaxEnt como ferramenta para orientar os planos de conservação que necessitam de indicação de espécies, para recuperar áreas de vegetação degradadas ou desmatadas (Coelho, Carvalho & Gomide, 2016) se dá porque este algoritmo calcula a maioria da distribuição geográfica potencial de uma espécie, principalmente a partir da relação entre os dados e a distribuição geográfica conhecida para as espécies trabalhando apenas com dados de presença e presença-ausência (Elith et al. 2011).

4.4. Conclusão

Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que o uso de modelagem de distribuição de espécies para restauração florestal no mundo é muito recente, mas apresenta tendência de crescimento por conta da sua significativa contribuição para melhorar as taxas de sucesso dos projetos de restauração, uma vez que auxilia na escolha das espécies florestais mais adaptadas tanto ao local quanto às mudanças climáticas, podendo servir como aliado na prevenção de invasão biológica.

No caso do Brasil, pode-se concluir que o tema ainda é incipiente com baixos números de artigos publicados, mas com boas contribuições que servem de base para tomadas de decisão em futuros projetos de restauração florestal localizados, principalmente, em áreas do bioma Mata Atlântica. Assim, percebe-se a necessidade de inclusão da modelagem de distribuição de espécies para os demais biomas brasileiros.

É importante salientar que devido aos termos de busca e filtros aplicados neste estudo, os resultados aqui obtidos são restritivos e refletem uma parte da totalidade de estudos realizados sobre o uso da modelagem de distribuição de espécies nos programas de restauração florestal, tanto internacional como nacional.

4.5. Referências

- Allen, J. M., & Bradley, B. A. (2016). Out of the weeds? Reduced plant invasion risk with climate change in the continental United States. *Biological Conservation*, 203, 306-312. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.015>
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162(3), 211-232. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00349-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00349-6)
- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modelling. *Ecology*, 93: 1527–1539. <https://doi.org/10.1890/11-1930.1>
- Aria, M., & Cuccurullo, C. (2017). bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of informetrics*, 11(4), 959-975. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>
- Bradley, B. A., Wilcove, D. S., & Oppenheimer, M. (2010). Climate change increases risk of plant invasion in the Eastern United States. *Biological Invasions*, 12(6), 1855-1872. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9597-y>

- Brancalion, P. H., & Chazdon, R. L. (2017). Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. *Restoration Ecology*, 25(4), 491-496. <https://doi.org/10.1111/rec.12519>
- Burnside, N. G., Smith, R. F., & Waite, S. (2002). Habitat suitability modelling for calcareous grassland restoration on the South Downs, United Kingdom. *Journal of Environmental Management*, 65(2), 209-221. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0546>
- Cai, A., Wang, J., Wang, Y., & Maclachlan, I. (2019). Spatial optimizations of multiple plant species for ecological restoration of the mountainous areas of north china. *Environmental Earth Sciences*, 78: 302. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8299-8>
- Cairns, J. (2002). Rationale for restoration. In: *Handbook of Ecological Restoration: Vol. 1. Principles of Restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Cancian, L. F. (2012). Modelagem de distribuição geográfica potencial de macrófitas aquáticas em bacias hidrográficas. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2012. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/100619>>.
- Carrasco, J., Price, V., Tulloch, V., & Mills, M. (2020). Selecting priority areas for the conservation of endemic trees species and their ecosystems in Madagascar considering both conservation value and vulnerability to human pressure. *Biodiversity and Conservation*, 29, 1841–1854. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01947-1>
- Choi, Y. D. (2004). Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. *Ecological Research*, 19, 75–81. <https://doi.org/10.1111/rec.13265>
- Coelho, G. L. N., Carvalho, L. M. T. D., & Gomide, L. R. (2016). Modelagem preditiva de distribuição de espécies pioneiras no Estado de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51(3), 207-214. DOI:10.1590/S0100-204X2016000300002
- Costa, M. M. (2016). Financiamento para a restauração ecológica no Brasil. Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para implementação da nova lei, [S. l.], p. 235–260.
- Cote, I., & Reynolds, J. (2002) Predictive ecology to the rescue? *Science*, vol. 298, pp. 1181–1182. DOI:10.1126/science.1079074
- Cupertino-Eisenlohr, M. A., Vinícius-Silva, R., Meireles, L. D., Eisenlohr, P. V., Meira-Neto, J. A., & Santos-Gonçalves, A. P. (2017). Stability or breakdown under climate change? A key group of woody bamboos will find suitable areas in its richness center. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1845-1861. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1332-x>
- Dybå, T., & Dingsøyr, T. (2008). Strength of evidence in systematic reviews in software engineering. In *Proceedings of the Second ACM-IEEE international symposium on Empirical software engineering and measurement* (pp. 178-187). <https://doi.org/10.1145/1414004.1414034>
- Felicísimo, A. M. (2003). *Uses of spatial predictive models in forested areas territorial planning*. Ciot-IV International Conference on Spatial Planning, pp 1–15.

- Ferro, V. G., Lemes, P., Melo, A. S., & Loyola, R. (2014). The reduced effectiveness of protected areas under climate change threatens Atlantic Forest tiger moths. *PLoS One*, 9(9), e107792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107792>
- Florentine, S. K., & Westbrooke, M. E. (2004). Restoration on abandoned tropical pasturelands—do we know enough?. *Journal for Nature Conservation*, 12(2), 85-94. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2003.08.003>
- García-López, J. M., & Camacho, C. A. (2004). Ensayo de un sistema fitoclimático de carácter autoecológico para especies arbóreas forestales en la península ibérica y su aplicación en labores de repoblación forestal. In *Congresos Forestales*.
- Gastón, A., & García-Viñas, J. I. (2013). Evaluating the predictive performance of stacked species distribution models applied to plant species selection in ecological restoration. *Ecological Modelling*, 263, 103-108. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.020>
- Gastón, A., Garcia-Vinas, J. I., Bravo-Fernandez, A. J., López-Leiva, C., Oliet, J. A., Roig, S., & Serrada, R. (2014). Species distribution models applied to plant species selection in forest restoration: are model predictions comparable to expert opinion? *New forests*, 45(5), 641-653. <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9427-7>
- Gastón, A., & García-Viñas, J. I. (2010). Updating coarse-scale species distribution models using small fine-scale samples. *Ecological Modelling*, 221(21), 2576-2581. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.07.016>
- Gelviz-Gelvez, S. M., Pavón, N. P., Illoldi-Rangel, P., & Ballesteros-Barrera, C. (2014). Ecological niche modeling under climate change to select shrubs for ecological restoration in Central Mexico. *Ecological Engineering*, 74, 302-309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.082>
- Giacomin, L. L., Kamino, L. H. Y., & Stehmann, J. R. (2014). Speeding up the discovery of unknown plants: a case study of *Solanum* (Solanaceae) endemics from the Brazilian Atlantic Forest. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. Nova Série, 35, 121-135.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993-1009. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
- Gutiérrez, J. M. G., & Palomares, O. S. (1994). *Estaciones ecológicas de los pinares españoles*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza.
- Harrell, F. E. (2001). *Regression modeling strategies: with applications to linear models, logistic regression and survival analysis*. Springer, New York.
- Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological restoration and global climate change. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>
- Heringer, G., Bueno, M. L., Meira-Neto, J. A., Matos, F. A., & Neri, A. V. (2019). Can *Acacia mangium* and *Acacia auriculiformis* hinder restoration efforts in the Brazilian Atlantic Forest under current and future climate conditions? *Biological Invasions*, 21(9), 2949-2962. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02024-7>

- Hulme P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46:10–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
- Kamino, L. H., Stehmann, J. R., Amaral, S., De Marco Jr, P., Rangel, T. F., de Siqueira, M. F., ... & Hortal, J. (2012). Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters*, 8:324–326. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0942>
- Lehmann, J. R., Prinz, T., Ziller, S. R., Thiele, J., Heringer, G., Meira-Neto, J. A., & Buttschardt, T. K. (2017). Open-source processing and analysis of aerial imagery acquired with a low-cost unmanned aerial system to support invasive plant management. *Frontiers in Environmental Science*, 5, 44. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00044>
- Lemes, P., Melo, A. S., & Loyola, R. D. (2014). Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 23(2), 357–368. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0605-2>
- Martínez-Ramos, M., Pingarrón, A., Rodríguez-Velázquez, J., Toledo-Chelala, L., Zermeno-Hernández, I., & Bongers, F. (2016). Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 48(6), 745–757. <https://doi.org/10.1111/btp.12382>
- Mateo, R. G., Gastón, A., María José, A.-F., Juan Ignacio, G.-V., & Saura, S. (2018). Sampling strategies and optimization of species distribution modelling at the landscape scale. *Forest Ecology and Management*, 410: 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.046>
- Meira-Neto, J. A. A., da Silva, M. C. N. A., Tolentino, G. S., Gastauer, M., Buttschardt, T., Ulm, F., & Máguas, C. (2017). Early Acacia invasion in a sandy ecosystem enables shading mediated by soil, leaf nitrogen and facilitation. *Biological Invasions*, 20(6), 1567–1575. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1647-2>
- Melo, F. P., Pinto, S. R., Brancalion, P. H., Castro, P. S., Rodrigues, R. R., Aronson, J., & Tabarelli, M. (2013). Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy*, 33, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.07.013>
- Millar, C. I., Stephenson, N. L., & Stephens, S. L. (2007). Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17, 2145–2151.
- Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J., Silva, D. P., Rezende, D. T., ... & Santos, A. J. (2016). The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22(12), 1232–1244. <https://doi.org/10.1111/ddi.12489>
- Oliveira, U., Soares-Filho, B. S., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., De Carvalho, C. J., Silva, D. P., ... & Santos, A. J. (2017). Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, 7(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08707-2>
- Pemán García, J., Navarro Cerrillo, R. M., & Serrada Hierro, R. (2006). Species selection guidelines in reforestation. Ruiz de la Torre's contributions. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* (España). f 15:87–102.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

Pickering, C., & Byrne, J. (2014). The benefits of publishing systematic quantitative literature reviews for PhD candidates and other early-career researchers. *Higher Education Research & Development*, 33(3), 534-548. <https://doi.org/10.1080/07294360.2013.841651>

Ravenscroft, C., Scheller, R. M., Mladenoff, D. J., & White, M. A. (2010). Forest restoration in a mixed-ownership landscape under climate change. *Ecological Applications*, 20(2), 327-346. <https://doi.org/10.1890/08-1698.1>

Renton, M., Shackelford, N., & Standish, R. J. (2012). Habitat restoration will help some functional plant types persist under climate change in fragmented landscapes. *Global Change Biology*, 18(6), 2057-2070. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02677.x>

Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and distributions*, 17(5), 788-809. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>

Ser. The ser international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson – USA, 2004.

Team, R. C. (2020). R: A language and environment for statistical computing.

Torraco, R. J. (2016). Writing integrative literature reviews: Using the past and present to explore the future. *Human resource development review*, 15(4), 404-428. <https://doi.org/10.1177/1534484316671606>

Van Loon, A. H., Soomers, H., Schot, P. P., Bierkens, M. F. P., Griffioen, J., & Wassen, M. J. (2011). Linking habitat suitability and seed dispersal models in order to analyse the effectiveness of hydrological fen restoration strategies. *Biological Conservation* 144: 1025-1035. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.021>

5. ARTIGO 2

FLORÍSTICA E ESTRUTURA DE ÁREA CILIAR EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO BAIXO SÃO FRANCISCO SERGIPANO

Periódico a ser submetido:

RESUMO

A composição e a estrutura da comunidade em processo de restauração expressam a trajetória ecológica que a área está seguindo ao longo do tempo. Este trabalho foi realizado com o objetivo de analisar a composição florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de uma área ciliar em processo de restauração, no Baixo São Francisco sergipano, assim como avaliar a influência da cobertura vegetal nos atributos químicos do solo. No ano de 2004 foi realizado o plantio de espécies florestais nativas em três trechos da área ciliar do Assentamento Borda da Mata, que possui cerca de 5km. No ano de 2020 foram mensurados os indivíduos arbustivo-arbóreos, em 19 parcelas de 30m x 20m (600m²), que apresentaram CAP $\geq$ 10 cm e HT $\geq$ 1m. Foi realizada a classificação das espécies quanto ao grupo sucessional, síndrome de dispersão e grupo funcional, assim como a caracterização da estrutura horizontal e vertical das espécies, a diversidade florística e a equabilidade. Os atributos químicos do solo foram analisados em dois períodos ao longo do estudo (2009 e 2020). Foram encontrados e medidos 490 indivíduos de 35 espécies, pertencentes a 32 gêneros e distribuídas em 12 famílias botânicas. As famílias Fabaceae e Anacardiaceae representaram juntas 71,43% da riqueza total de espécies. Quanto aos estádios sucessionais, 42,86% das espécies são secundárias iniciais, tendo a síndrome de dispersão zoocórica representada em 51,43% das espécies. O índice de Shannon-Wiener (H') foi de 2,98 nats/ind. e a Equabilidade de Pielou (J') foi 0,79. Os maiores valores de densidade relativa, frequência absoluta e frequência relativa foram encontrados para espécie *Schinus terebinthifolia*. No entanto, o maior índice de valor de importância foi encontrado para espécie *Lonchocarpus sericeus*. A área ciliar do estudo apresenta uma riqueza de espécies mediana, porém com uma evolução positiva para fertilidade do solo.

Palavras-chave: Fitossociologia, Riqueza de espécies, Restauração Florestal.

ABSTRACT

FLORISTICS AND STRUCTURE OF RIPARIAN AREA IN RESTORATION PROCESS IN THE LOWER SÃO FRANCISCO SERGIPE

The composition and structure of a plant community under afforestation express area's ecological trajectory over time. This study analyzed the floristic and phytosociological composition of the shrub-tree component of a riparian area under afforestation in the lower São Francisco valley in Sergipe and evaluated the influence of vegetation cover on soil chemical properties. In 2004, native forest species were planted in the Settlement Borda da Mata's riparian area, on an approximately 5 km long strip. In 2020, shrub trees on 19 plots (600-m²) were measured, with a circumference at breast height (CBH) $\geq$ 10 cm and total height (TH) $\geq$ 1m. The species were classified according to the successional group, dispersion syndrome, and functional group, and the horizontal and vertical species structure, floristic diversity, and equability of the species were characterized. Soil chemical properties were analyzed in 2009 and 2020. A total of 490 individuals of 35 species, 32 genera and 12 botanical families were identified and measured. Fabaceae and Anacardiaceae represented 71.43% of the total species richness, 42.86% of the species are early secondary, and 51.43% have zoochoric dispersion syndrome. The Shannon-Wiener index was 2.98 nats/ind. and Pielou's Equability 0.79. The relative density, absolute frequency and relative frequency were highest for the species *Schinus*

terebinthifolia, while the importance value index was highest for *Lonchocarpus sericeus*. Positive alterations in soil fertility were observed.

Key-words: Phytosociology, Species richness, Forest Restoration

5.1. Introdução

A vegetação ciliar, além de ser de grande relevância para a manutenção da biodiversidade florística e faunística, exerce o controle da qualidade, quantidade da água e proteção das nascentes (RAMOS *et al.*, 2020). A preservação dessa vegetação é de grande interesse para toda a sociedade, pois garante os serviços ambientais básicos, como a produção de água, a regulação do ciclo das chuvas e a conservação do solo (EMBRAPA, 2015), a proteção dos habitats e da biodiversidade, a polinização e a dispersão de sementes, o controle de pragas e o equilíbrio do clima (DIB *et al.*, 2020; RIIS *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2020), que sustentam a vida e a economia do país (ROCHA; GÜNTZEL, 2021).

Diante disso, as intervenções por meio de técnicas conservacionistas que visem promover a preservação ou restauração das matas ciliares, proporcionam um equilíbrio entre os ecossistemas (RIBEIRO *et al.*, 2016), uma vez que essas ações são capazes de promover a manutenção e reintrodução da flora e fauna, a melhoria das condições hidrológicas e dos aspectos paisagísticos (DURIGAN; ENGEL, 2013) além de atuarem no restabelecimento das condições químicas e físicas do solo (MESQUITA *et al.*, 2016).

Assim, a avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica são fundamentais para definição do seu potencial de sustentabilidade futura (BRANCALION *et al.*, 2012). Por isso a análise da composição florística e da estrutura das comunidades vegetais dos ecossistemas restaurados, ou em processos de restauração, impulsionam o conhecimento ecológico desses ambientes, pois avaliam e monitoram as fases de sucessão do processo de restauração, e assim promovem avanços em pesquisas subsequentes (MIRANDA NETO *et al.*, 2012; DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013).

Nos projetos de restauração implantados por meio do plantio de mudas, avaliar a composição florística é essencial para diagnosticar quais as espécies plantadas obtiveram sucesso nas áreas em que foram cultivadas, e quais as espécies que se estabeleceram na área por meio dos mecanismos de dispersão (DÉDA, 2017). Além disso, a análise da composição florística também é utilizada para obter informações sobre a riqueza e diversidade das espécies, grupos sucessionais, síndromes de dispersão e polinização das espécies, dentre outros (BRANCALION *et al.*, 2012).

Deve-se considerar também que o reflorestamento com espécies arbóreas contribui para que os atributos químicos do solo sejam semelhantes aos de um solo sem perturbação antrópica, já que o plantio das espécies arbóreas promove deposição de material orgânico, que é fundamental para a ciclagem de nutrientes, mantendo-se, dessa forma, as propriedades químicas desse solo em boas condições (SILVA *et al.*, 2012). Contudo, são nos estágios sucessionais mais avançados que a deposição de nutrientes via serapilheira pode promover o aumento da fertilidade do solo (LOVETT *et al.*, 2018).

Assim, atividades de restauração têm o potencial de melhorar as condições do solo, retraindo e fornecendo nutrientes às plantas (SHIMAMOTO *et al.*, 2018), criando um balanço positivo de carbono no solo e, aumentando a biodiversidade por meio de mudanças nas suas propriedades (LAL, 2015). A capacidade de um determinado solo de fornecer funções críticas e serviços ecossistêmicos é geralmente analisada ao avaliar projetos de restauração (GREINER *et al.*, 2017; MUÑOZ-ROJAS, 2018). Portanto, este trabalho foi realizado com o objetivo de analisar a composição florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de uma área ciliar em processo de restauração, assim como avaliar a influência desta cobertura vegetal nos atributos químicos do solo.

5.2. Material e Métodos

5.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em três trechos da área de preservação permanente – APP do Assentamento Rural Borda da Mata, localizado à margem direita do baixo curso do Rio São Francisco, com coordenadas centrais 10°05'44,04" S e 36°57'30,86" O, no município de Canhoba, estado de Sergipe (Figura 1). O clima no município é caracterizado como megatérmico semiárido, com temperatura média anual de 26°C, precipitação pluviométrica média anual de 800mm, com período chuvoso ocorrendo de março a agosto. O relevo é dissecado, tendo como formas predominantes Colinas e Tabuleiros, com aprofundamento de drenagem muito fraca a fraca. Os solos são classificados como Neossolos Litólicos Eutróficos, cobertos por uma vegetação de Campos Limpos e Sujos, Capoeira e Caatinga (IBGE, 2006).

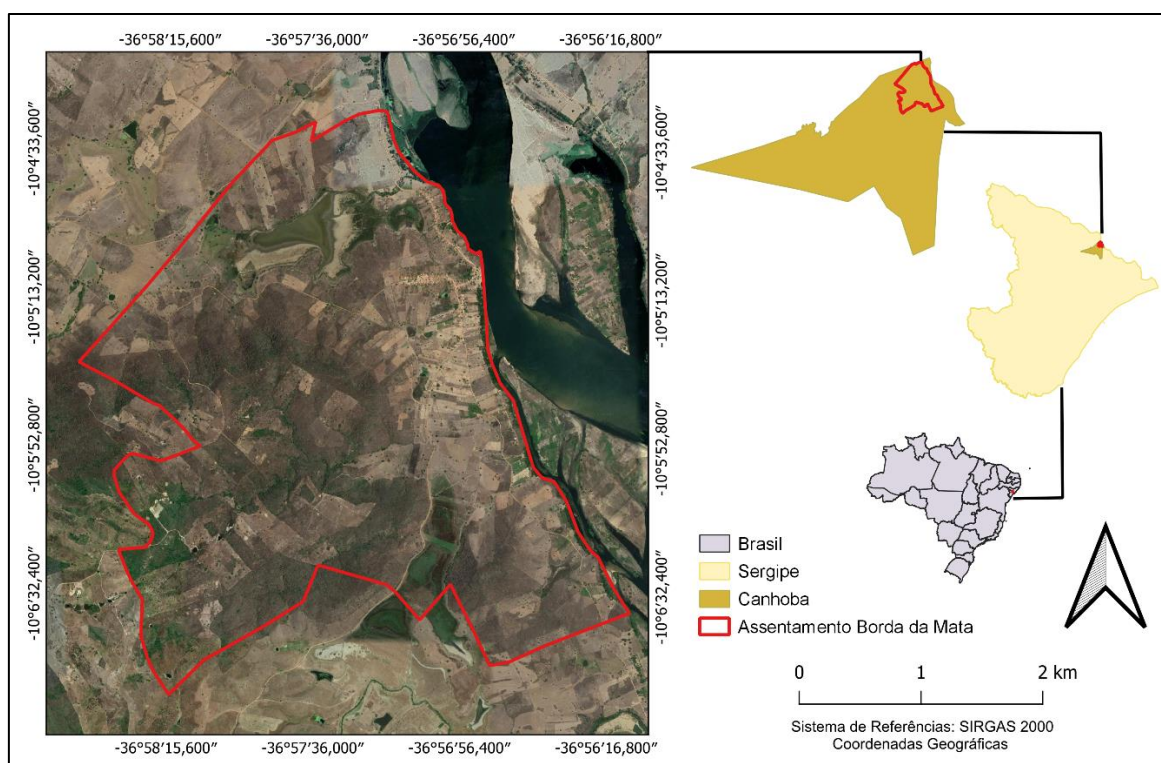


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo (Assentamento Rural Borda da Mata), município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

A área de preservação permanente – APP do Assentamento Borda da Mata era ocupada por pastagem, culturas anuais e algumas árvores isoladas. Entretanto, no ano de 2004, faixas de terra com largura de 30 metros, a partir da borda da calha do leito regular do rio, foram cercadas em três trechos dessa APP para execução do reflorestamento ciliar, sendo deixados corredores para a dessedentação dos animais.

O plantio de mudas de espécies florestais nativas foi realizado no espaçamento de 3 x 3 metros, totalizando uma área plantada de aproximadamente 5 hectares. A escolha das espécies baseou-se na ocorrência natural, no conhecimento silvicultural e em estudos de recuperação de vegetação ciliar na região (FERREIRA, 2003; ARAGÃO *et al.*, 2003) que apresenta fisionomia florestal característica de ecótono, com comunidades vegetais mistas, exibindo espécies típicas de Mata Atlântica e de Caatinga (MATOS, 2016). Deste modo, foram plantadas mudas de doze espécies florestais, pertencentes a diferentes grupos ecológicos, produzidas no Viveiro Florestal da Universidade Federal de Sergipe (Tabela 1).

Tabela 1. Relação das espécies plantadas em 2004 nos trechos de área ciliar localizados no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Nome popular	Nome científico	Família	GE
Angico	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	CL
Aroeira	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae	P
Canafístula	<i>Cassia grandis</i> L. f	Fabaceae	CL
Craibeira	<i>Tabebuia caraíba</i> (Mart.) Bur.	Bignoniaceae	CL
Falso-ingá	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir) D.C	Fabaceae	CL
Ingá	<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	CL
Jenipapo	<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	CL
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	CS
Mulungu	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	P
Pau-ferro	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L. P. Queiroz	Fabaceae	CL
Pau-pombo	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	P
Tamboril	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell. Morong.	Fabaceae	CL

Onde: GE - Grupo ecológico; P - pioneira; CL - clímax exigente em luz e CS - clímax tolerante à sombra, baseado na classificação de Oliveira-Filho (1994).

5.2.2. Florística

Em 2020, foram demarcadas de forma sistemática e distantes 50 m entre si 30 parcelas com 600 m² (30m x 20m) nos trechos reflorestados da área ciliar do assentamento. Contudo, no decorrer das coletas houve uma estabilização no número de espécies amostradas muito antes da finalização das parcelas, indicando conforme método de estabilização da curva do coletor, que 19 parcelas, ou seja, 1,14 hectares (11.400m²) já eram suficientes para amostragem da área ciliar reflorestada (Figura 2).

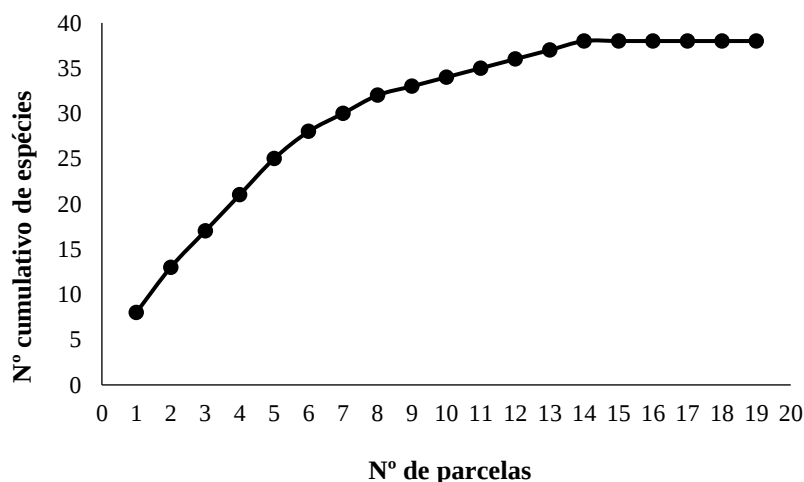


Figura 2. Curva do coletor indicando a estabilização das espécies nas parcelas demarcadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Nas 19 parcelas foram mensurados todos os indivíduos florestais arbustivos-arbóreos vivos que apresentaram circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a dez centímetros ($CAP \geq 10$ cm) e altura total (HT) maior ou igual a um metro ($HT \geq 1$ m). As circunferências foram obtidas com fita métrica graduada em centímetros e as alturas com auxílio de vara graduada em metros. Em cada indivíduo foi inserida uma plaqueta de alumínio com número de identificação. Quando não foi possível identificar a espécie no campo, foi realizada coleta de material botânico para ser identificado por meio de consultas à literatura especializada de acordo com o sistema de classificação do Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016), sendo a nomenclatura revisada e confirmada pela Flora do Brasil (2020).

As espécies foram classificadas quanto ao grupo sucessional em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, conforme proposto por Gandolfi *et al.* (1995). Quanto à síndrome

de dispersão das espécies foram classificadas com base nas características propostas por Van Der Pijl (1982) em: (1) anemocóricas, aquelas cujas sementes são disseminadas pelo vento; (2) zoocóricas, aquelas que a dispersão de sementes é feita por animais; e (3) autocóricas, aquelas que dispersam suas sementes pela gravidade ou por deiscência explosiva.

A classificação das espécies em grupos funcionais foi realizada em dois grupos: o das “espécies de preenchimento”, formado por aquelas que a pleno sol apresentam simultaneamente rápido crescimento e produzem grande cobertura do solo; e o das “espécies de diversidade”, formado por aquelas que não apresentam simultaneamente as duas características do grupo anterior, mas que reúnem as espécies com comportamentos sucessionais distintos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). A diversidade florística foi obtida por meio do índice de Shannon-Weaver (H') e a equabilidade de Pielou (J').

5.2.3. Fitossociologia

Para a caracterização da estrutura horizontal das espécies, foram calculados os parâmetros de frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR), valor de importância (VI), valor de cobertura (VC), índice de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC), conforme Müeller-Dombois; Ellenberg (1974).

Para a caracterização da estrutura vertical utilizou-se o critério de estratificação recomendado por Souza (1999) que estratifica a floresta em três estratos: estrato inferior que compreende as árvores com altura total (H) menor que a altura média (H_m) menos uma unidade de desvio padrão (1σ) das alturas totais, ou seja, $H < (H_m - 1\sigma)$; estrato médio que compreende as árvores com $(H_m - 1\sigma) \leq H < (H_m + 1\sigma)$; e estrato superior – compreende as árvores com $H \geq (H_m + 1\sigma)$. Sendo calculados também o valor fitossociológico, a posição sociológica absoluta e relativa, assim como o Índice de Valor de Importância Ampliado (IVIA).

Já para a análise da estrutura diamétrica na comunidade, os indivíduos foram agrupados em classes de diâmetro com intervalos determinados pela fórmula de Spiegel (1976), onde a distribuição dos diâmetros foi determinada pela fórmula: $IC = A/nc$; em que A é igual a amplitude, nc é o número de classes, sendo que nc é calculado por $1+3,3\log(n)$ onde n é o número de indivíduos amostrados. Sendo todas as etapas de processamento e análise dos dados realizada com auxílio do software Microsoft Office Excel 2010.

5.2.4. Atributos químicos do solo

Em 2009, quando o plantio tinha apenas 5 anos, foi realizada uma análise físico-química do solo da área sendo coletadas seis amostras compostas de forma aleatória na profundidade de 0-20 cm, que foram encaminhadas para análise pelo Instituto Tecnológico de Pesquisas do Estado de Sergipe – ITPS. Com base no resultado desta análise, o solo da área ciliar reflorestada foi classificado como Neossolo Flúvico de textura Areia Franca.

Em 2020 foram coletadas aleatoriamente outras seis amostras compostas de cinco amostras simples na profundidade de 0-20 cm, com o auxílio de um trado holandês. Estas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas e conduzidas ao Instituto Tecnológico de Pesquisas do Estado de Sergipe – ITPS, para a realização das análises dos atributos químicos e de fertilidade: pH (H_2O), cálcio + magnésio ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}), acidez potencial ($H+Al$), fósforo (P-disponível), sódio (Na^+), potássio (K^+), matéria orgânica (M.O.), soma de bases (SB), CTC efetiva (t), CTC potencial (T), saturação por bases (V), saturação por alumínio (m) e saturação por sódio (PST), conforme metodologia proposta pela Embrapa (2009).

Para todos os dados foram calculados média e desvio padrão para realização da análise de variância (ANOVA) e comparações de médias por meio do teste de Tukey a 5% de probabilidade, com auxílio do software SISVAR (FERREIRA, 2008). Além disso, foi realizada uma comparação entre os dados coletados em 2009 com os dados coletados em 2020 apenas

para os atributos pH (H₂O), Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, Al³⁺, P-disp, M.O., H+Al, T e V, a fim de analisar se houve influência da vegetação florestal implantada na fertilidade do solo.

5.3. Resultados e Discussão

5.3.1. Análise florística

Na análise da composição florística do componente arbustivo-arbóreo foram encontrados e medidos 490 indivíduos. Observou-se a ocorrência de 35 espécies identificadas, pertencentes a 32 gêneros e 12 famílias botânicas, sendo 88,57% de hábito arbóreo (Tabela 2). Tais resultados se mostraram inferiores aos encontrados em outra área ciliar reflorestada na mesma época no município de Santana do São Francisco, onde foram amostrados 1.640 indivíduos pertencentes a 52 espécies, 44 gêneros e 20 famílias botânicas (MATOS, 2016). Contudo, quando comparado aos levantamentos realizados nos diferentes ambientes do Semiárido sergipano, observa-se que os resultados do presente trabalho estão dentro dos padrões que variam de 24 a 69 espécies (HOLANDA *et al.*, 2005; DÓRIA-NETO, 2009; MARROQUIM, 2011; SILVA, 2011; OLIVEIRA, 2012; FERRAZ *et al.*, 2013).

Tabela 2. Relação das espécies arbustivas-arbóreas amostradas na área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

FAMÍLIA/Espécies	HÁBITO	GS	SD
ANACARDIACEAE			
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Árvore	Si	Zoo
<i>Mangifera indica</i> L.	Árvore	Si	Zoo
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	Árvore	St	Ane
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Árvore	Pi	Zoo
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Árvore	Pi	Zoo
<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	Árvore	St	Zoo
<i>Spondias mombin</i> L.	Árvore	Si	Zoo
ANNONACEAE			
<i>Annona cf. montana</i> Macfad	Árvore	St	Zoo
BIGNONIACEAE			
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S. Moore	Árvore	Si	Zoo
BURSERACEAE			
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Árvore	Si	Zoo
CANNABACEAE			
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Árvore	Pi	Zoo
EUPHORBIACEAE			
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Árvore	Pi	Aut
FABACEAE			
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Árvore	Si	Ane
<i>Cassia grandis</i> L. f	Árvore	Pi	Aut
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Arbusto	Pi	Aut
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell. Morong.	Árvore	Si	Aut
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Árvore	Si	Aut
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq	Árvore	Pi	Zoo
<i>Inga laurina</i> (SW.) Willd.	Árvore	Si	Zoo
<i>Inga vera</i> Willd.	Árvore	Si	Zoo
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L. P. Queiroz	Árvore	Si	Aut
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC	Árvore	Si	Ane

<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Árvore	Pi	Aut
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	Árvore	Pi	Aut
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Árvore	St	Aut
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Árvore	Pi	Ane
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Arbusto	Si	Aut
<i>Pithecolobium dulce</i> (Roxb.) Benth)	Árvore	St	Aut
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	Arbusto	Pi	Aut
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC	Árvore	Pi	Zoo
MALPIGHIACEAE			
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Arbusto	Sc	Zoo
MYRTACEAE			
<i>Psidium guajava</i> L.	Árvore	Si	Zoo
RHAMNACEAE			
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Árvore	St	Ane
RUBIACEAE			
<i>Genipa americana</i> L.	Árvore	St	Zoo
SAPOTACEAE			
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. e Schult.) T.D.Penn.	Árvore	Si	Zoo

Onde: Pi = pioneira; Si = secundária inicial; St = secundária tardia; Aut = autocórica; Ane = anemocórica; Zoo = zoocóricas

As famílias mais representativas em número de espécies foram Fabaceae, com 18 espécies, e Anacardiaceae, com sete espécies, que representam juntas 71,43% da riqueza total da área amostrada, com as demais famílias apresentando apenas uma espécie (Tabela 2). A predominância da família Fabaceae pode estar associada a uma adaptação a ambientes sujeitos à sazonalidade hídrica, que provavelmente favorece estas espécies na ocupação de diferentes habitats (GONZAGA *et al.*, 2013). Além disso, a Fabaceae está relacionada entre as oito famílias mais ricas registradas em trabalhos realizados em florestas ciliares do Brasil extra-amazônico (RODRIGUES; NAVE, 2004).

Quanto às 12 espécies utilizadas no plantio em 2004, observou-se que 11 delas foram amostradas na área (91,67%), indicando o potencial que estas espécies apresentam para restauração de áreas ciliares localizadas na região do Baixo São Francisco sergipano. Das espécies plantadas as que mais se destacaram foram *Schinus terebinthifolia* Raddi., *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunth ex DC e *Genipa americana* L., demonstrando assim que as famílias Anacardiaceae, Fabaceae e Rubiaceae colaboram bastante com a riqueza de áreas ciliares como também ocorreu com o estudo de Matos (2016).

Em relação aos grupos sucessionais, 42,86% das espécies amostradas são secundárias iniciais, seguidas das pioneiras (34,28%), das secundárias tardias (20%) e das sem classificação (2,86%) (Figura 3). Entretanto, ao observarmos predominância das espécies secundárias iniciais seguidas das pioneiras, podemos inferir que a comunidade deste estudo encontra-se na fase de consolidação da restauração, conforme definido por Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015) onde as árvores do dossel inicial vão entrando em senescência e começam a morrer, ao mesmo tempo que espécies tolerantes à sombra, de crescimento rápido e já presentes sob o dossel inicial, ou seja, espécies secundárias iniciais, começam a crescer e ocupar o espaço formando, aos poucos, um novo dossel.

Com os resultados obtidos para a síndrome de dispersão das espécies, observou-se que a maior parte das espécies amostradas são zoocóricas (51,43%), seguidas das autocóricas (34,29%) e das anemocóricas (14,29%) (Figura 3). Tendo em vista que as interações animal-planta são fundamentais para a conservação da biodiversidade e para o fluxo gênico nas espécies (GARCIA, 2015), o predomínio de espécies zoocóricas contribui com a sucessão ecológica de áreas em processo de restauração (DÉDA, 2017). Além disso, em Sergipe, a alta

representatividade de espécies zoocóricas no componente arbustivo-arbóreo tem sido observada em vários levantamentos (FREIRE *et al.*, 2016; MATOS, 2016; DEDA, 2017; SANTANA *et al.*, 2017).

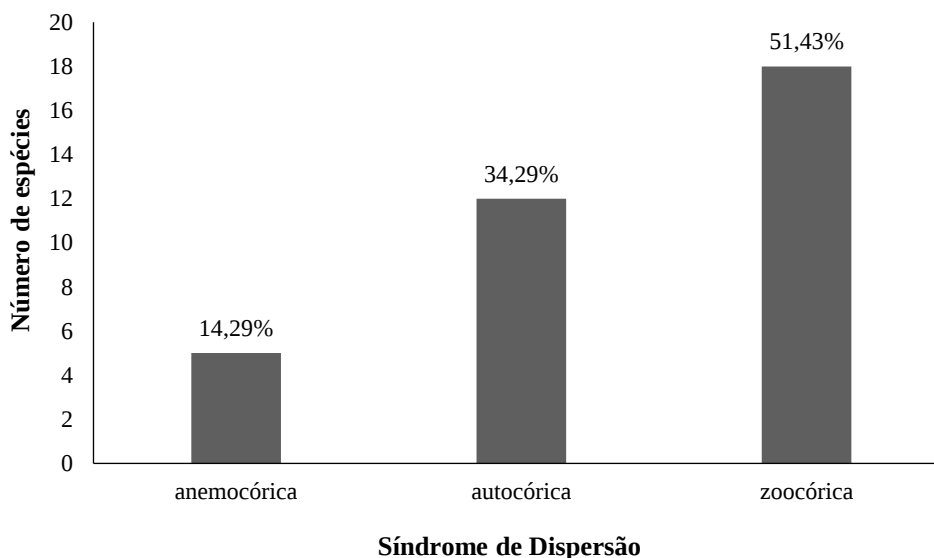


Figura 3. Distribuição das espécies arbustivas-arbóreas, com base na síndrome de dispersão, amostradas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Em relação aos grupos funcionais, as espécies amostradas foram separadas de acordo com suas características de preenchimento e de diversidade, compondo uma lista funcional de espécies de interesse para restauração. Desta maneira, 56,25% das espécies amostradas na área de estudo são do grupo de diversidade e 43,75% do grupo de preenchimento (Tabela 4). Esta lista poderá subsidiar futuros projetos na região, indicando uma forma mais eficiente e inteligente de usar as espécies em cada ação de restauração, facilitando assim os processos formadores e mantenedores de florestas tropicais (BRANCALION *et al.*, 2015).

Tabela 3. Lista das espécies das espécies amostradas, conforme grupo funcional, na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Grupo de Preenchimento	Grupo de Diversidade
<i>Anacardium occidentale</i> L.	<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	<i>Spondias dulcis</i> Parkinson
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong
<i>Inga vera</i> Willd.	<i>Genipa americana</i> L.
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell.	<i>Annona cf. montana</i> Macfad
Morong.	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	<i>Spondias mombin</i> L.
<i>Cassia grandis</i> L. f	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f.
<i>Inga laurina</i> (SW.) Willd.	ex S.Moore
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	<i>Erythrina velutina</i> Willd.
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P.	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld
Queiroz *	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	

<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. e Schult.) T.D.Penn.
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.
<i>Psidium guajava</i> L.	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC
	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L. P. Queiroz
	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett
	<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P. Lewis
	<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi 2,98 nats/ind. e a Equabilidade de Pielou (J') 0,79. Tendo em vista que, quanto menor o valor do índice de Shannon, menor o grau de incerteza, a diversidade da amostra é baixa (URAMOTO *et al.*, 2005). Podemos afirmar que os resultados deste estudo indicam que área ciliar reflorestada possui uma diversidade baixa, porém floristicamente heterogênea e com baixa dominância ecológica.

Embora as estimativas de biodiversidade com bases matemáticas não expressem puramente um significado biológico, os índices de diversidade são grandes aliados ao obter os valores empíricos e compará-los entre as comunidades. Desta maneira, os resultados obtidos neste estudo para H' e J' assemelham-se aos valores encontrados em área ciliar em processo de restauração no município de Santana do São Francisco, Baixo São Francisco, em que H' foi 2,78 nats/ind. e J' 0,70 (MATOS, 2016).

Por outro lado, quando comparamos com trabalhos realizados em fragmentos florestais não ciliares da Caatinga Sergipana, o índice de Shannon apresentado são mais baixos de 0,47 (FERNANDES, 2018), 1,72 (SILVA, 2011) e 2,40 (OLIVEIRA, 2012), indicando que uma riqueza relativamente elevada pode estar relacionada à heterogeneidade ambiental das zonas ripárias, haja vista peculiaridades como tipo de solo, relevo, pluviosidade e flutuações do lençol freático (LACERDA *et al.*, 2006). Desta forma, por este estudo ter sido realizado em uma área ciliar reflorestada há 16 anos onde em 2004 foram plantadas apenas 12 espécies e, no ano de 2020, foram amostradas 35 espécies, é possível considerar que a diversidade encontrada não é tão baixa, sendo satisfatória haja vista o contexto antrópico no qual a área está inserida.

Vale ressaltar que a área ciliar reflorestada, por estar localizada dentro de um assentamento rural, tem sofrido algumas intervenções antrópicas que podem ter influenciado na riqueza e diversidade de espécies, uma vez que nos últimos cinco anos foram constatados cortes de árvores, queimadas, pastoreio de rebanho bovino, plantio de culturas agrônômicas e até construção de moradias em alguns locais dentro área de estudo (Figura 4). Assim, a compreensão de como os atores sociais diretamente envolvidos percebem o processo de recuperação florestal é fundamental, visto que os resultados ocorrem a médio e longo prazos, com o desenvolvimento da vegetação, estabelecimento da floresta, reprodução da biodiversidade local e melhoria dos recursos hídricos (GONCALVES; GOMES, 2014).

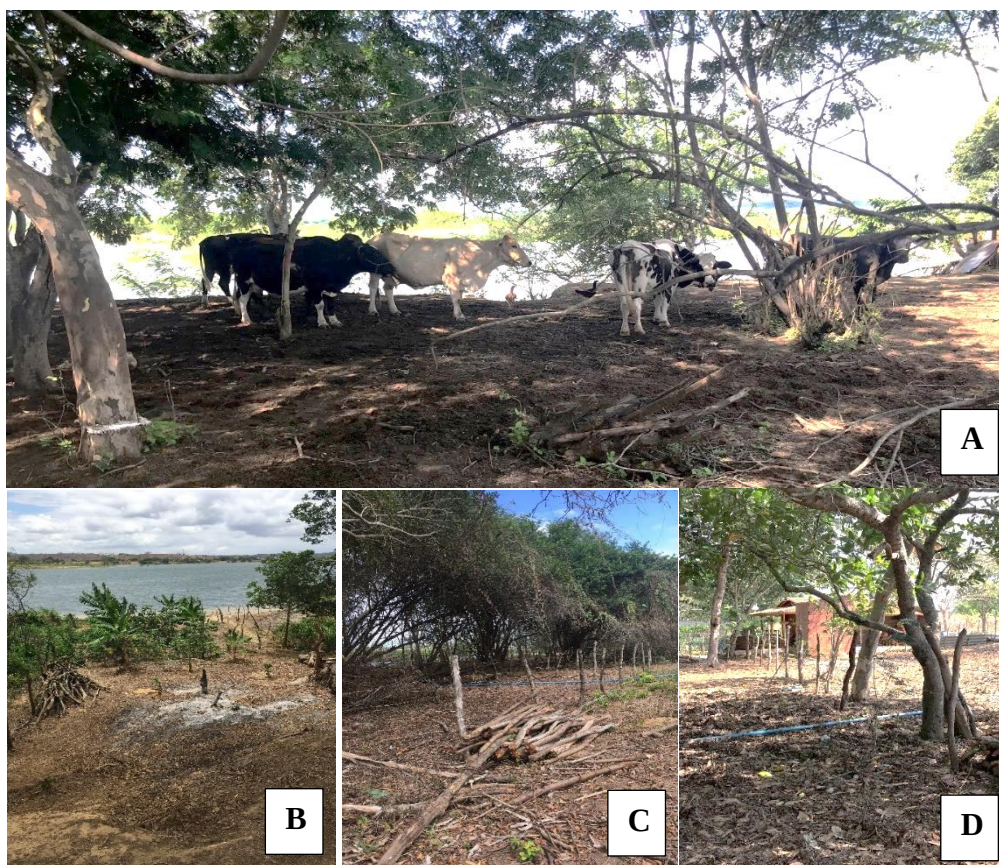


Figura 4. Intervenções antrópicas constatadas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano. A – pastoreio de bovinos; B – queimada e plantio de culturas agrônômicas; C – corte de árvores; e D – moradia construída no limite da área reflorestada.

5.3.2. Análise fitossociológica

Dos 490 indivíduos mensurados as espécies com maior número de representantes foram *Schinus terebinthifolia* Raddi. com 100 indivíduos (20,41%), *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunthex DC com 58 indivíduos (11,84%) e *Genipa americana* L. com 55 indivíduos (11,22%), sendo a densidade absoluta total do estudo 429,82 indivíduos ha^{-1} com área basal total de 12,70 m^2/ha . (Tabela 3). Ao compararmos com outros levantamentos realizados em áreas ciliares do Baixo São Francisco sergipano (MARROQUIM, 2011; MATOS, 2016), onde os valores amostrados foram de 2.666 e 1.025 indivíduos ha^{-1} , respectivamente, o resultado deste trabalho pode ser considerado muito baixo, porém, quando entende-se que a área de estudo se encontra dentro de assentamento rural onde a pressão antrópica é maior, o valor encontrado torna-se aceitável.

Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos e distribuição horizontal das espécies amostradas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Nome científico	Ui	Ni	AB	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI	IVC
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunthex DC	11	58	3,18	50,88	11,84	2,79	25,02	57,89	6,4	43,25	36,85
<i>Schinus terebinthifolius</i> RADDI	15	100	1,05	87,72	20,41	0,92	8,26	78,95	8,72	37,39	28,67
<i>Genipa americana</i> L.	11	55	2,05	48,25	11,22	1,8	16,15	57,89	6,4	33,77	27,38
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	6	28	0,9	24,56	5,71	0,79	7,07	31,58	3,49	16,27	12,78
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	9	20	0,62	17,54	4,08	0,55	4,91	47,37	5,23	14,23	9
<i>Cassia grandis</i> L. f	6	15	0,92	13,16	3,06	0,81	7,26	31,58	3,49	13,81	10,32

<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	10	18	0,32	15,79	3,67	0,28	2,49	52,63	5,81	11,98	6,17
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. e Schult.) T.D.Penn.	8	19	0,13	16,67	3,88	0,11	0,98	42,11	4,65	9,51	4,86
<i>Anacardium occidentale</i> L.	4	11	0,61	9,65	2,24	0,54	4,8	21,05	2,33	9,37	7,05
<i>Inga vera</i> Willd.	6	9	0,5	7,89	1,84	0,43	3,9	31,58	3,49	9,22	5,73
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	7	21	0,1	18,42	4,29	0,09	0,78	36,84	4,07	9,14	5,07
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	9	13	0,1	11,4	2,65	0,09	0,79	47,37	5,23	8,68	3,45
<i>Spondias mombin</i> L.	3	3	0,58	2,63	0,61	0,51	4,55	15,79	1,74	6,91	5,16
não identificada 1	7	7	0,09	6,14	1,43	0,08	0,71	36,84	4,07	6,21	2,14
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	4	16	0,06	14,04	3,27	0,05	0,44	21,05	2,33	6,03	3,7
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	6	6	0,14	5,26	1,22	0,12	1,12	31,58	3,49	5,83	2,35
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	5	6	0,14	5,26	1,22	0,12	1,11	26,32	2,91	5,24	2,33
<i>Mangifera indica</i> L.	3	9	0,21	7,89	1,84	0,18	1,64	15,79	1,74	5,22	3,48
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	3	7	0,1	6,14	1,43	0,09	0,8	15,79	1,74	3,97	2,23
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	3	8	0,03	7,02	1,63	0,03	0,26	15,79	1,74	3,64	1,89
<i>Pithecolobium dulce</i> (Roxb.) Benth)	3	7	0,05	6,14	1,43	0,04	0,37	15,79	1,74	3,54	1,8
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	3	7	0,03	6,14	1,43	0,02	0,21	15,79	1,74	3,39	1,64
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	3	6	0,01	5,26	1,22	0,01	0,11	15,79	1,74	3,08	1,34
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell. Morong.	1	2	0,24	1,75	0,41	0,21	1,93	5,26	0,58	2,91	2,33
não identificada 2	3	3	0,07	2,63	0,61	0,06	0,54	15,79	1,74	2,89	1,15
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2	3	0,09	2,63	0,61	0,08	0,73	10,53	1,16	2,5	1,34
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	3	3	0,01	2,63	0,61	0,01	0,09	15,79	1,74	2,44	0,7
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC	2	3	0,08	2,63	0,61	0,07	0,6	10,53	1,16	2,38	1,22
<i>Psidium guajava</i> L.	1	7	0,03	6,14	1,43	0,03	0,27	5,26	0,58	2,28	1,7
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	2	4	0,02	3,51	0,82	0,01	0,12	10,53	1,16	2,1	0,94
não identificada 4	2	3	0	2,63	0,61	0	0,03	10,53	1,16	1,81	0,65
não identificada 3	2	2	0,02	1,75	0,41	0,02	0,16	10,53	1,16	1,73	0,56
não identificada 5	1	1	0,1	0,88	0,2	0,09	0,81	5,26	0,58	1,6	1,02
<i>Annona cf. montana</i> Macfad	1	2	0,02	1,75	0,41	0,02	0,18	5,26	0,58	1,17	0,59
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	2	0,01	1,75	0,41	0,01	0,11	5,26	0,58	1,1	0,52
não identificada 6	1	1	0,03	0,88	0,2	0,03	0,24	5,26	0,58	1,03	0,45
<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	1	1	0,03	0,88	0,2	0,03	0,23	5,26	0,58	1,02	0,44
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	1	1	0,01	0,88	0,2	0,01	0,1	5,26	0,58	0,88	0,3
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq	1	1	0,01	0,88	0,2	0,01	0,09	5,26	0,58	0,87	0,29
<i>Inga laurina</i> (SW.) Willd.	1	1	0	0,88	0,2	0	0,03	5,26	0,58	0,81	0,23
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	1	1	0	0,88	0,2	0	0,01	5,26	0,58	0,8	0,22
Total	490	12,70	429,82	100	11,14	100	905,26	100	300	200	

Onde: Ui-quantidade de parcelas que a espécie foi encontrada; Ni-número de indivíduos da espécie mensurados; AB-área basal (m²/ha); DA-Densidade absoluta (ind./ha); DR-Densidade relativa (%); DoA-Dominância absoluta (m²/ha); DoR-Dominância relativa (%); FA-Frequência absoluta (%); FR-Frequência relativa (%); IVI-Índice de Valor de Importância (%); IVC-Índice de Valor de Cobertura (%).

Pode-se observar que *L. sericeus* foi a espécie que apresentou a maior dominância relativa (25,02%) e, conseqüentemente, os maiores índices de valor de importância (43,25%) e de cobertura (36,85%), assemelhando-se ao encontrado por Matos (2016) onde *L. sericeus* apresentou IVI de 49,86% corroborando que a ocorrência preferencial desta espécie são as matas ciliares (LORENZI, 2002). Com o índice de valor de importância pode-se determinar a importância ecológica das espécies através da hierarquização, em termos do grau de ocupação de sua população dentro do espaço geométrico da floresta (QUEIROZ *et al.*, 2017) sendo uma informação fundamental para subsidiar a escolha de espécies para projetos de restauração florestal futuros na região ou em áreas com semelhanças geoclimáticas.

Com a distribuição dos indivíduos por classe de altura, observou-se que a estratificação da área apresentou três níveis, onde o estrato inferior compreendeu os indivíduos com altura total entre um e seis metros ($1 \geq HT \leq 6m$), o estrato médio com altura total entre seis e dez metros ($6 \geq HT \leq 10$) e o estrato superior com altura total maior que dez metros sendo este último o estrato que apresentou o maior número de indivíduos (237), correspondendo a 48,37% dos indivíduos da comunidade (Figura 5).

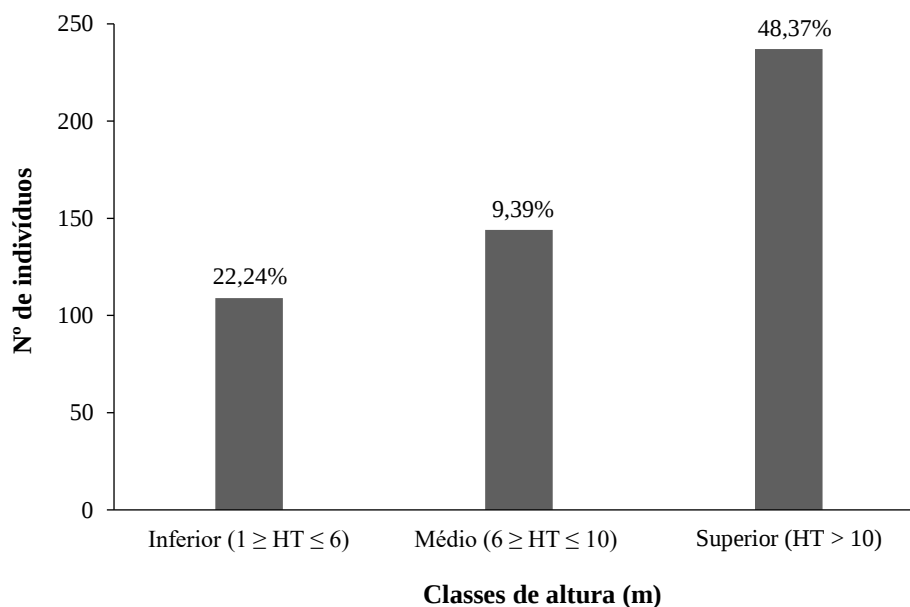


Figura 5. Distribuição dos indivíduos arbustivos-arbóreos por classe de altura na área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Os valores encontrados no presente estudo diferem dos outros trabalhos que também foram realizados em áreas ciliares do Baixo São Francisco sergipano (MARROQUIM, 2011; MATOS, 2016) onde o maior número de indivíduos se concentrou no estrato médio. Com isso, se nas florestas tropicais úmidas as limitações de temperatura, água e nutrientes são menores, a competição por luz é o fator mais importante e o que resulta em crescimento vertical (LIMA; ZAKIA, 2004; RODRIGUES; SHEPHERD, 2004), assim a área estudada pode estar atingindo os estágios avançados de sucessão.

Com a análise da estrutura vertical, é possível ter uma ideia da importância das espécies para um trecho florestal, considerando a sua participação nos estratos verticais, pois aquelas espécies que possuem um maior número de indivíduos representantes em cada um desses estratos certamente apresentarão uma maior importância ecológica no povoamento (MARANGON *et al.*, 2008). Sendo assim, neste estudo *Schinus terebinthifolia* RADDI foi a espécie que se destacou com a melhor posição sociológica relativa influenciando o índice de valor de importância ampliado (IVIA), que é um parâmetro que utiliza tanto a estrutura horizontal (IVI) como a vertical (PSR), se tornando a espécie com maior importância ecológica para área em estudo (Tabela 5).

Tabela 5. Estrutura vertical das espécies amostradas na área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Espécies	EI	EM	ES	PSA	PSR%	IVIA%
<i>Schinus terebinthifolia</i> RADDI	18	29	53	33,47	21	58,56
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC	3	8	47	22,59	14	57,55
<i>Genipa americana</i> L.	4	8	43	21,09	13	47,12
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stehlé	7	6	15	9,28	6	20,29

<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	3	7	10	6,63	4	18,43
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	2	5	11	6,35	4	17,84
<i>Cassia grandis</i> L. f	1	0	14	6,13	4	17,69
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	8	12	1	5,08	3	12,34
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. e Schult.) T.D.Penn.	6	10	1	4,17	3	12,15
<i>Anacardium occidentale</i> L.	2	3	6	3,71	2	11,72
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	8	8	0	3,62	2	11,28
<i>Inga vera</i> Willd.	1	2	6	3,26	2	10,60
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	5	8	0	3,04	2	8,31
<i>Mangifera indica</i> L.	1	4	4	2,92	2	7,71
não identificada 1	1	3	3	2,24	1	7,63
<i>Pithecolobium dulce</i> (Roxb.) Benth)	2	2	3	2,18	1	7,08
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	3	4	1	2,04	1	6,90
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	3	2	2	1,95	1	6,35
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2	2	2	1,75	1	5,20
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	3	1	2	1,69	1	4,93
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i>	2	5	0	1,68	1	4,92
<i>Psidium guajava</i> L.	6	1	0	1,43	1	4,45
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	2	4	0	1,42	1	3,98
<i>Spondias mombin</i> L.	0	0	3	1,27	1	3,55
não identificada 2	1	0	2	1,04	1	3,45
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	0	2	1,04	1	3,17
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC	1	1	1	0,88	1	3,16
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell. Morong.	0	0	2	0,85	1	2,93
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	3	1	0	0,84	1	2,85
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	2	1	0	0,65	0	2,63
não identificada 4	2	1	0	0,65	0	2,22
não identificada 3	1	0	1	0,62	0	2,12
<i>Annona muricata</i>	0	2	0	0,52	0	1,87
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	1	0	0,45	0	1,50
não identificada 5	0	0	1	0,42	0	1,39
<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	0	1	0	0,26	0	1,18
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	0	1	0	0,26	0	1,05
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq	0	1	0	0,26	0	1,04
<i>Inga laurina</i> (SW.) Willd.	1	0	0	0,20	0	1,03
<i>Malpighia emarginata</i>	1	0	0	0,20	0	0,94

Em relação à distribuição diamétrica dos indivíduos foi obtido o padrão do “J” invertido, isto é, a área apresenta alta densidade de indivíduos com baixos diâmetros e um menor número de indivíduos com elevados diâmetros, o que é esperado para uma floresta secundária e inequiana. Por outro lado, o padrão verificado demonstra que existe uma distribuição equilibrada entre as classes de diâmetro, com balanço positivo entre as taxas de recrutamento e mortalidade, indicando um bom estado de conservação da comunidade estudada (SILVA NETO *et al.*, 2016). A primeira classe (3,2 a 10,2 cm) foi a mais representativa, apresentando 197 indivíduos. ha⁻¹, ou seja, 45,9% dos indivíduos amostrados (Figura 6).

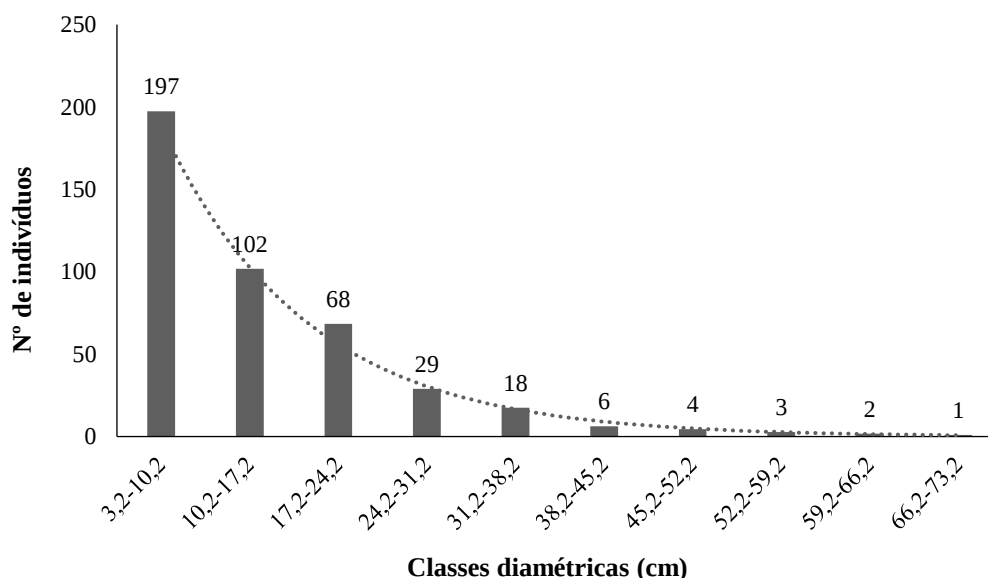


Figura 6. Distribuição dos indivíduos arbustivos-arbóreos por classes de diâmetro na área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

A distribuição de indivíduos em classes de tamanho em comunidades arbóreas tem papel importante nos processos sucessionais em florestas. Assim, a comparação da distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho em florestas restauradas e de referência é crucial para avaliar o sucesso da restauração, bem como para a identificação de possíveis fatores que levam as florestas restauradas a trajetórias indesejáveis (OLIVEIRA, 2020).

5.3.3. Análise dos atributos químicos do solo

Os valores de pH não apresentaram diferença significativa entre os anos avaliados, mas houve aumento no ano de 2020 reduzindo a acidez do solo (Tabela 5). Mesmo assim, por estarem compreendidos entre 5,0-6,0, o solo é classificado como moderadamente ácido (SOBRAL *et al.*, 2015). Entretanto, tais valores de pH indicam ausência de Al^{3+} (tóxico), boa disponibilidade de boro e disponibilidade intermediária dos demais micronutrientes, sendo o pH ideal para a maioria das culturas (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013).

Em relação à acidez potencial, observamos que houve diferença significativa onde o valor encontrado no ano de 2020 foi menor que no ano de 2009, confirmando que a restauração de áreas degradadas é capaz de promover benefícios em curto prazo em relação aos atributos de fertilidade do solo, como a melhoria da acidez potencial quando comparada a sistemas agrícolas (NOVAK, 2017).

As bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) não apresentaram diferença significativa entre os anos de coleta. No entanto, os valores encontrados para os dois anos são considerados altos ($Ca > 3,0 \text{ cmolc/dm}^3$; $Mg > 1,0 \text{ cmolc/dm}^3$; $K > 0,15 \text{ cmolc/dm}^3$), indicando que o solo da área ciliar reflorestada é um solo jovem que sofreu menos intemperismo (SOBRAL *et al.*, 2015), com maior disponibilidade de nutrientes.

Tabela 6. Atributos químicos do solo da área ciliar reflorestada localizada no Assentamento Rural Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano, em diferentes períodos ao longo do tempo.

Variáveis	Área ciliar reflorestada	
	Ano de 2009	Ano de 2020
pH (H ₂ O)	5,48 a	5,69 a

Ca ²⁺ (cmolc/dm ³)	5,00 a	5,49 a
Mg ²⁺ (cmolc/dm ³)	3,33 a	2,67 a
K ⁺ (cmolc/dm ³)	0,28 a	0,83 a
Na ⁺ (cmolc/dm ³)	0,64 a	0,06 a
Al ³⁺ (cmolc/dm ³)	0,09 a	0,08 a
P-disp (mg/dm ³)	41,96 a	46,76 a
M.O. (g/dm ³)	12,90 b	17,48 a
H+Al (cmolc/dm ³)	2,11 b	1,36 a
T (cmolc/dm ³)	11,35 a	10,41 a
V (%)	81,48 b	86,66 a

*Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey (p = 0,05).

O aumento do teor de matéria orgânica acarreta o aumento da quantidade de cargas negativas no solo e informa o estado de decomposição da matéria orgânica decorrente da ação microbiana (SILVA, 2018). Neste sentido, podemos comprovar o efeito do estágio sucessional da floresta na dinâmica da M.O. e na fertilidade do solo, uma vez que florestas em estágios mais avançados de sucessão apresentam maiores valores de estoques de carbono e nitrogênio, estabilidade de carbono e fertilidade do solo, do que florestas em estágio inicial, devido à quantidade e qualidade da serapilheira (MACHADO *et al.*, 2019).

Por outro lado, o aumento do teor de M.O., no ano 2020, pode estar relacionado ao desenvolvimento de novos indivíduos florestais na área ao longo do tempo, uma vez que a matéria orgânica é afetada de forma direta pela diversidade, composição e distribuição das espécies vegetais (ANWAR *et al.*, 2019). Deve-se considerar que as características químicas do solo são influenciadas pela qualidade do material decomposto oriundo da serapilheira produzida pelos indivíduos presentes em uma determinada área (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Os resultados de saturação por bases para os dois anos avaliados (2009 e 2020) corroboram com as características dos Neossolos Flúvicos que apresentam V predominantemente alta (eutróficos). Contudo, o aumento do valor de V no ano de 2020 pode indicar mais uma influência positiva que a vegetação implantada vem exercendo no solo da área ao longo do tempo, tornando-o mais produtivo e fértil, não havendo a necessidade de correção, por meio de calagem, por apresentar V maiores que 70% (SOBRAL *et al.*, 2015).

5.4. Conclusão

A área ciliar em processo de restauração apresenta uma riqueza de espécies mediana após 16 anos do plantio, indicando que apesar do predomínio de espécies zoocóricas, o processo de regeneração natural está comprometido devido às interferências antrópicas exercidas por alguns donos de lote.

Os atributos químicos do solo da área ciliar mostraram evolução positiva ao longo do tempo, comprovando que a cobertura vegetal implantada favorece a fertilidade do solo, principalmente nos teores de M.O., H+Al e V.

A caracterização florística e fitossociológica da área de estudo oferece subsídios relevantes para a restauração de áreas ciliares na região do Semiárido sergipano fornecendo dados para posteriores projetos de restauração florestal.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela bolsa de doutorado e ao senhor Paulo (morador do Assentamento Borda da Mata) por todo apoio logístico e braçal durante a coleta dos dados.

5.5. Referências Bibliográficas

- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016.
- ANWAR, S. et al. Floristic composition and ecological gradient analyses of the Liakot Forests in the Kalam region of District Swat, Pakistan. **Journal of Forestry Research**, v. 30, n. 4, p. 1407-1416, 2019.
- ARAGÃO, A. G. et al. Implantação de áreas-piloto para revegetação ciliar como medida mitigadora para controle da erosão nas margens do Baixo São Francisco. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 5, São Cristóvão: 2003. **Resumos...** São Cristóvão: UFS, 2003. p122.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**, v. 2, p. 262-293, 2012.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485-498, 2013.
- DÉDA, R. M. Indicadores biológicos para avaliação do status de desenvolvimento em área de povoamento misto em Mata Atlântica após 12 anos de plantio. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, p.70, 2017.
- DIB, V. et al. Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the Cantareira System Protected Area: A prospective analysis of the implementation of public policies. **Biota Neotropica**, v. 20, 2020.
- DO BRASIL, F. et al. **Flora do Brasil 2020**. Jard. Botânico do Rio Janeiro. <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Cattleyalabiata>, v. 14, 2020. Accessed
- DÓRIA-NETO, A. L. **Florística e Fitossociologia de uma Área de Caatinga em Porto da Folha**. 2009. 28p. Monografia (Graduação) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2009.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2013. pp. 41-68.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Brasília, DF. 2015.
- EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica; Brasília-DF: Embrapa Solos, 2009. 627p.

FERNANDES, J. V. Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga, no município de Porto da Folha, Sergipe. Monografia (Graduação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão – SE, p.40, 2018.

FERRAZ, R. C. et al. Levantamento Fitossociológico em Área de Caatinga no Monumento Natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 3, p. 89 – 98, jul.– set., 2013.

FERREIRA, R. A. Restauração de mata ciliar na região do Baixo São Francisco. Aracaju: FAP-SE/FUNTEC – Projeto Edital 02/2002, out., 2003. (Relatório de Pesquisa).

FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium** (Lavras), v. 6, p. 36-41, 2008.

FREIRE, G. S. et al. Padrões das síndromes de dispersão da vegetação arbustiva-arbórea da Floresta Atlântica e da Caatinga do estado de Sergipe. **Agroforestalis News**, Aracaju, v. 1, n. 1, p. 36-40, 2016.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. de F.; 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**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARCIA, L. M. Estrutura da comunidade arbórea-arbustiva em uma área de vegetação ripária no norte do Paraná, Brasil. 2015. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Maringá-SP.

GONÇALVES, B. V.; GOMES, L. J. Percepção ambiental de produtores rurais na recuperação florestal da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim – Sergipe. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 29, p. 127-138, abr. 2014.

GONZAGA, A.P. D.; PINTO, J. R. R.; MACHADO, E. L. M.; FELFILI, J. M. Similaridade florística entre estratos da vegetação em quatro Florestas Estacionais Deciduais na bacia do Rio São Francisco. **Rodriguésia**, n. 64, v. 1, p. 11-19. 2013.

GREINER, L. et al. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. **Land Use Policy**, v. 69, p. 224–237, 2017.

HOLANDA, F. S. R. et al. Riparian Vegetation Affected By Bank Erosion in the Lower São Francisco River, Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.29, n.2, p.327-336, 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. 40 2ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

LACERDA, A. V.; BARBOSA, F. M. **Matas ciliares no Domínio das Caatingas**. João Pessoa: Editora Universitária/UFPB. Brasil. 2006. 150 p.

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, v. 7, p. 5875–5895, 2015.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, p. 33-44, 2004.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2ª ed. São Paulo: Instituto Plantarum de estudos da Flora, 2002. 368p.

LOVETT, G. M. et al. Nutrient retention during ecosystem succession: a revised conceptual model. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, n. 9, p. 532-538, 2018.

MACHADO, D. L. et al. Organic matter and soil fertility in different successional stages of seasonal semideciduous forest. **Revista Caatinga**, v. 32, p. 179-188, 2019.

MACHADO, W. de J. Composição florística, estrutura da vegetação em área de caatinga e brejo de altitude na Serra da Guia, Poço Redondo, Sergipe, Brasil. 2011. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2011.

MARANGON, L. C. et al. Regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.32, n.1, p.183-191, 2008.

MARROQUIM, P. M. G. Florística e fitossociologia do estrato arbustivo-arbóreo de um fragmento de mata ciliar na região do baixo São Francisco. 2011. 50 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2011.

MATOS, G. M. A. **Mata ciliar em processo de recuperação no Baixo Rio São Francisco: florística e fitossociologia**. 2016. 78f. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Biodiversidade) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2016.

MESQUITA, E. A.; CRUZ, M. L. B.; PINHEIRO, L. R. Ó. Geoprocessamento aplicado ao mapeamento das formas de uso da terra na área de preservação permanente (APP) da lagoa do Uruaú-Beberibe/CE. **Revista Geonorte**, v.3, n.5, p. 1509-1518, 2016.

MIRANDA NETO, A. et al. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 36, n. 5, p. 869-878, 2012.

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

MUÑOZ-ROJAS, M. Soil quality indicators: Critical tools in ecosystem restoration. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 5, p. 47–52, 2018.

NOVAK, E. **Indicadores das condições do solo e banco de sementes de mata nativa e áreas em restauração ecológica**. 2017. 161 p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Dourados-MS, 2017.

OLIVEIRA, T. S. et al. Litter production in mangrove forests of the estuary São Francisco river. **Floresta**, 49: 813-820, 2019.

OLIVEIRA, C. D. C. de. **Floresta Estacional Semidecidual em restauração: comparação com ecossistemas de referência e manejo adaptativo**. 2020. 119 p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista (Unesp), Botucatu-SP, 2020.

OLIVEIRA, D. G. de. **Análise da vegetação em um Fragmento de Caatinga no Município de Porto da Folha, Sergipe, Brasil**. 2012. 145 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2012.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Revista Cerne**, Lavras, v.1, p.64-72, 1994.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, A. M. Guia de interpretações de análise de solo e foliar. 104 p., 2013.

QUEIROZ, W. T. de et al. Índice de valor de importância de espécies arbóreas da floresta nacional do tapajós via análises de componentes principais e de fatores. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 47-59, 2017.

RAMOS, G. G. et al. Levantamento dos impactos ambientais de um trecho de mata ciliar em região de Caatinga no sertão paraibano. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 52848-52859, 2020.

RIBEIRO, N. P. et al. Biodiversidade e conservação de recursos genéticos de espécies arbóreas. **Multitemas**, v. 21, n. 50, 2016.

RIIS, T. et al. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. **BioScience**, v. 70, n. 6, p. 501-514, 2020.

ROCHA, R.; GÜNTZEL, A. M. Land Occupation and Use Conflicts with Permanent Preservation Area in the Córrego do Veado Sub-basin, Alto Taquari Basin, MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 06, p. 3437-3448, 2021.

RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p. 45-72.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, p. 101-107, 2004.

SANTANA, N. R. F. **Hidrodinâmica ambiental no Baixo São Francisco e suas relações antrópicas**. 2017. 182 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2017.

SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, 2018.

SILVA, A. M. DA; MORAES, M. L. T. DE; BUZETTI, S. Propriedades químicas de solo sob reflorestamento ciliar após 20 anos de plantio em área de cerrado. **Revista Árvore**, v. 35, p. 97-106, 2012.

SILVA, A. C. C. **Monumento Natural Grota do Angico: florística, estrutura da comunidade, aspectos autoecológicos e conservação**. 2011. 159 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2011.

SILVA, B. C. et al. Métodos de controle e prevenção de insetos-praga em povoamentos florestais. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 477-496, 2020.

SILVA, S. B. **Análise de solos para ciências agrárias**. 2.ED. Belém: EDUFRA, 2018. 174 p.

SILVA NETO, V. L et al. Fitossociologia e distribuição diamétrica de uma área de cerrado sensu stricto, Dueré - TO. **Revista Ciências Ambientais**, Canoas, vol.10, n.1, p.91-106, 2016.

SOBRAL, L. F. et al. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. p. 13.

SOUZA, A. L. **Estrutura, dinâmica e manejo de florestas tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 122 p. (Notas de aula).

SPIEGEL, M.P. **Estatística**. São Paulo: McGraw-Hill, 1976. 586p.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M.M; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology**, v. 34, p. 33-39, 2005.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3°. ed. New York: Springer Verlag, 1982. 215 p.

6. ARTIGO 3

ANÁLISE DA PAISAGEM E FERTILIDADE DO SOLO SOB DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS NO BAIXO SÃO FRANCISCO

Periódico submetido em:

RESUMO

O mapeamento da dinâmica do uso e cobertura do solo é fundamental para identificar as influências que as diferentes atividades antrópicas exercem sobre os recursos naturais. Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o uso e ocupação do solo por meio da análise temporal da paisagem, para assim compreender os atributos químicos do solo sob os diferentes tipos de cobertura vegetal de um assentamento rural no Baixo São Francisco, no estado de Sergipe. Para análise temporal da paisagem utilizou-se os dados do acervo do MapBiomias referentes aos anos de 2004, 2008, 2012, 2016 e 2020. Para análise dos atributos químicos do solo foram selecionadas três áreas (mata ciliar implantada em 2004, área agrícola convencional e área de reserva legal). Os resultados dos atributos químicos do solo foram submetidos à ANOVA, ao teste de Tukey e a análises multivariadas de agrupamentos hierárquicos e de componentes principais. Com a análise temporal da paisagem observou-se uma diminuição das áreas naturais em comparação com as áreas antrópicas, contudo, houve influência significativa do projeto de restauração para o aumento da formação florestal do assentamento que apresentou, em 2020, um ganho de 8,55 ha em comparação a 2004. Os atributos químicos do solo apresentaram maiores sensibilidade ao tipo de cobertura vegetal foram Ca^{2+} , Na^+ , P-disp, M.O. e PST, sendo a área da Reserva Legal a que apresentou a melhor fertilidade.

Palavras-chave: cobertura da terra, sensoriamento remoto, reserva legal, Sergipe.

ABSTRACT

LANDSCAPE ANALYSIS AND SOIL FERTILITY UNDER DIFFERENT VEGETATION TYPES IN THE LOWER SÃO FRANCISCO VALLEY

The mapping of land use and land cover dynamics is essential to identify the influences that different human activities exert on natural resources. This work was carried out with the objective to evaluate the use and occupation of the soil through temporal analysis of the landscape to understand the chemical attributes of the soil under the different types of vegetation cover of a rural settlement in the Brazilian semiarid region. Data from the MapBiomias collection for 2004, 2008, 2012, 2016, and 2020 were used for temporal analysis of the landscape. Three areas were selected for analysis of soil chemical attributes (reforested riparian forest, agricultural area, and legal reserve area). The results of soil chemical attributes were submitted to ANOVA, Tukey's test, and multivariate analysis of hierarchical clusters and principal components. It was observed that the chemical attributes of the soil: Ca^{2+} , Na^+ , P-disp, M.O., and PST showed greater sensitivity to the type of vegetation cover, with the Legal Reserve area showing the best values. By temporal analysis of the landscape, settlement natural areas increased compared to the anthropic areas. A significant influence of the restoration was observed with settlement forest establishment increasing that presented, in 2020, a gain of 8.55 ha compared to 2004..

Index terms: land use and occupation, soil quality, forest restoration.

6.1. Introdução

Cerca de metade das áreas originais cobertas pela floresta tropical seca do Brasil (em torno de meio milhão de km²) foram desmatados e substituídos por culturas agrícolas e pastagens, sendo constantemente submetidos ao corte de lenha. Esses padrões de uso da terra transformam a paisagem em um mosaico com diferentes usos e fragmentação das florestas secas (ALTHOFF *et al.*, 2018). O conhecimento sobre o uso e cobertura do solo ganha importância pela necessidade de garantir sua sustentabilidade diante das questões ambientais, sociais e econômicas a ele relacionadas, principalmente sobre o desenvolvimento sustentável (NOGUEIRA; COSTA; PEREIRA, 2015).

O uso de ferramentas geoespaciais pode ser aplicado como uma estratégia eficiente para monitorar, diagnosticar, traçar planos de conservação e elaborar ações de gestão ambiental mais eficientes, uma vez que permite o entendimento do processo de alteração do uso e ocupação dos solos em diferentes escalas temporais (WU *et al.*, 2019; HURSKAINEN *et al.*, 2019; SOUSA; DAVIS, 2020; NGUYEN *et al.*, 2020). Assim, o mapeamento do uso e cobertura do solo ajuda a entender e gerir as transformações que ocorrem na terra, o que contribui para o manejo dos recursos naturais, uma vez que a má utilização do solo pode gerar efeitos de degradação (TALUKDAR *et al.*, 2020).

O sensoriamento remoto surgiu como uma tecnologia promissora para melhorar nossa compreensão das mudanças na composição do ecossistema, estrutura e função das florestas, oferecendo monitoramento em várias escalas da restauração florestal (ALMEIDA *et al.*, 2021). As atividades de restauração florestal têm o potencial de melhorar as condições do solo, retraindo e fornecendo nutrientes às plantas (SHIMAMOTO *et al.*, 2018), criando um balanço positivo de carbono no solo e aumentando a biodiversidade por meio de mudanças nas propriedades do solo (LAL, 2015).

O conceito de qualidade do solo é complexo e controverso, apresentando diversas definições e ainda sem determinação dos padrões de limites e regulamentações (ARAÚJO *et al.*, 2012). As propriedades medidas para inferências sobre a qualidade do solo são normalmente citadas como indicadores ou índices da qualidade do solo e estes são geralmente divididos em físicos, químicos e biológicos, de acordo com os atributos do solo analisados (FREITAS *et al.*, 2012; ROUSSEAU *et al.*, 2013).

Os atributos químicos do solo apresentam relevância tanto agrônômica quanto ambiental e são agrupados em quatro classes: a) aqueles que indicam o comportamento do solo; b) aqueles que indicam a capacidade do solo de resistir à troca de cátions; c) aqueles que indicam as necessidades nutricionais das plantas; e d) aqueles que indicam a contaminação ou poluição (LIRA *et al.*, 2012). É por isso que o estudo desses atributos ao longo do tempo permite quantificar a magnitude e a duração das alterações provocadas por diferentes sistemas de manejo no solo (FREITAS *et al.*, 2017).

Na literatura é possível encontrar alguns trabalhos que tratam da análise dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo sob diferentes tipos de manejo e cobertura vegetal na região semiárida (PACHECO *et al.*, 2010; FARIAS, 2018; SILVA, 2018). Portanto, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o uso e ocupação do solo por meio da análise temporal da paisagem para assim compreender os atributos químicos do solo sob os diferentes tipos de cobertura vegetal de um assentamento rural no Semiárido brasileiro.

6.2. Material e métodos

6.2.1. Caracterização da área de estudo

O Assentamento Borda da Mata é um assentamento rural do INCRA criado em 1987 que possui uma área de 1.169,41 hectares e está localizado à margem direita do baixo curso do rio São Francisco, 10°05'44,04" S e 36°57'30,86" O, no município de Canhoba, Semiárido sergipano (FIGURA 1).

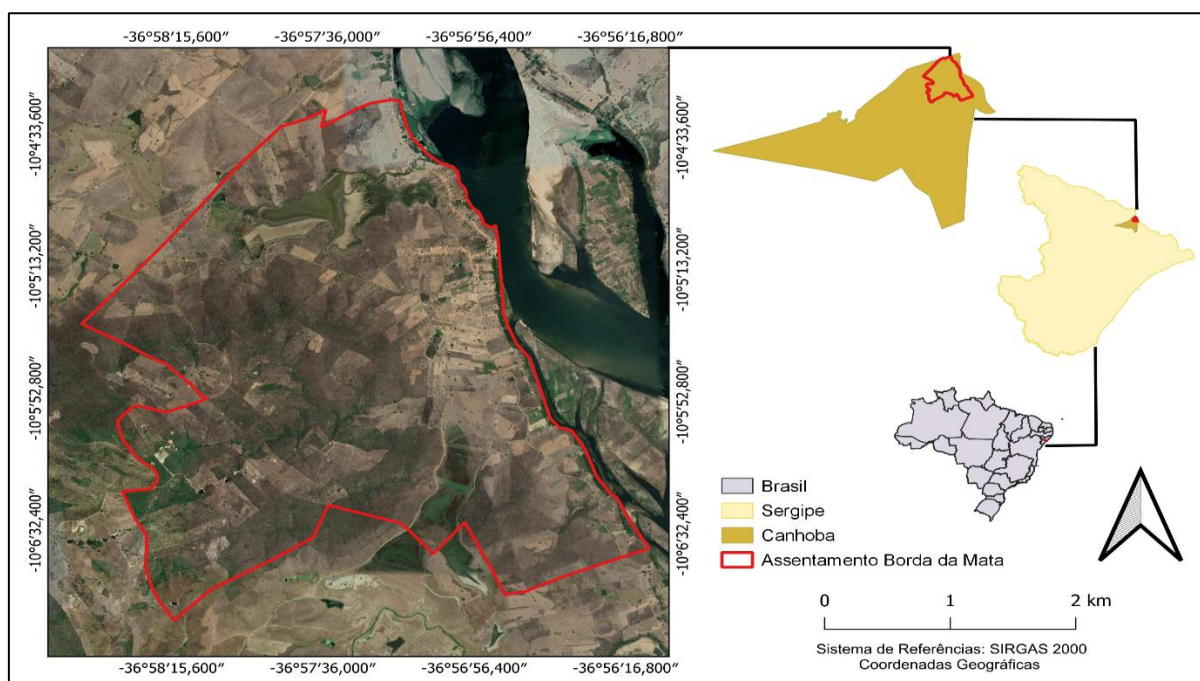


Figura 1. Localização geográfica da área do Assentamento Borda da Mata no município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Os solos são classificados como Neossolos Litólicos Eutróficos (IBGE, 2006). Porém, em análise realizada em 2009 somente com solo da área de preservação permanente, o resultado indicou Neossolo Flúvico de textura areia Franca. O clima no município é caracterizado como megatérmico semiárido, com temperatura média anual de 26°C, precipitação pluviométrica média anual de 800mm e o período chuvoso ocorrendo de março a agosto. O relevo é dissecado, tendo como formas predominantes Colinas e Tabuleiros, com aprofundamento de drenagem muito fraca a fraca (IBGE, 2006).

No ano de 2004, a área de preservação permanente do assentamento passou por uma adequação onde faixas de terra com largura de 30 metros, a partir da borda da calha do leito regular do rio, foram cercadas para execução do reflorestamento, sendo deixados corredores para a dessedentação dos animais. O plantio de mudas foi realizado com espaçamento de 3x3m utilizando 12 espécies florestais nativas da região que apresentavam potencial para estudos de recuperação de vegetação ciliar (Tabela 1).

Tabela 1. Relação das espécies plantadas em 2004 na área ciliar em estudo, localizada no Assentamento Borda da Mata no município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Nome popular	Nome científico	Família	GE
Angico	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	CL
Aroeira	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	P
Canafístula	<i>Cassia grandis</i> L. f	Fabaceae	CL
Craibeira	<i>Tabebuia caraíba</i> (Mart.) Bur.	Bignoniaceae	CL
Falso-ingá	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir) D.C	Fabaceae	CL
Ingá	<i>Inga uruguensis</i> Hook. Arn.	Fabaceae	CL
Jenipapo	<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	CL
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	CS
Mulungu	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	P
Pau-ferro	<i>Caesalpinia leyostachya</i> Benth	Fabaceae	CL
Pau-pombo	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	P
Tamboril	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell. Morong.	Fabaceae	CL

Grupo ecológico (GE): P – pioneira; CL – clímax exigente em luz e CS – clímax tolerante à sombra, baseado na classificação de Oliveira-Filho *et al.* (1994).

6.2.2. Análise temporal da paisagem

Para a obtenção dos dados de uso e cobertura do solo do Assentamento Borda da Mata foram utilizados os dados digitais do acervo do Projeto Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) referentes aos anos de 2004, 2008, 2012, 2016 e 2020. Os mapas do projeto têm sua melhor aplicação em escalas até 1:100.000, e são manipulados em formato matricial (pixel de 30 x 30m), a partir de imagens Landsat 8 (MAPBIOMAS, 2021).

Os dados obtidos em formato raster foram processados pelo software QGIS sendo reprojatados para o sistema de coordenadas SIRGAS 2000 e projeção UTM. A classificação de sua simbologia foi realizada utilizando o código de legenda para os valores de pixel da Coleção 6 do MapBiomias. Para a elaboração dos mapas utilizou-se o programa QGIS na versão 3.26.

Nos arquivos disponibilizados pelo MapBiomias estão inclusas várias classes de uso do solo, representando áreas naturais e antrópicas, contudo, para o presente estudo, foram observadas apenas sete classes (Tabela 2).

Tabela 2. Relação das classes de ocupação do solo observadas na área conforme Manual Técnico de uso da Terra (IBGE, 2013).

CLASSES	DEFINIÇÃO
Formação florestal	Vegetação composta por árvores altas com predomínio de dossel contínuo podendo ser ombrófila, decidual, semidecidual ou estacional.
Formação savânica	Vegetação composta por árvores de pequeno porte e estrato arbustivo/herbáceo.
Formação campestre	Vegetação com predominância de estrato herbáceo, arbustivo, herbáceo/arbóreo ou herbáceo lenhoso.
Pastagem	Áreas de pastagens, naturais ou plantadas, vinculadas à atividade agropecuária.
Agricultura	Áreas de cultivo anual e semiperene majoritariamente em grande escala.
Área não vegetada	Classe mista que inclui áreas agrícolas em preparo, solo exposto, afloramentos rochosos, pequenas minerações e superfícies arenosas.
Corpo d'água	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.

6.2.3. Análise dos atributos químicos do solo

Em 2020 foi realizada coleta de amostras de solo em três áreas sob diferentes coberturas vegetais existentes no assentamento. Desse modo, a amostragem ocorreu na área ciliar reflorestada (AC), nas áreas de cultivo agrícolas (AA) e na área de Reserva Legal (RL). Em cada área foram coletadas sete amostras compostas por cinco amostras simples, totalizando 21 amostras de solo. As amostras foram coletadas na profundidade de 0-20 cm, com o auxílio de um trado holandês, as quais foram acondicionadas em sacos plásticos, identificadas e conduzidas ao Instituto Tecnológico de Pesquisas do Estado de Sergipe – ITPS, para a realização das devidas análises.

Foram determinados os seguintes atributos químicos: pH (H₂O), cálcio + magnésio (Ca²⁺ + Mg²⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), alumínio (Al³⁺), acidez potencial (H+Al), fósforo (P-disponível), sódio (Na⁺), potássio (K⁺), matéria orgânica (M.O.), soma de bases (SB), CTC efetiva (t), CTC potencial (T), saturação por bases (V), saturação por alumínio (m) e saturação por sódio (PST), conforme a metodologia proposta pela Embrapa (2009).

Para todos os atributos foram calculados a média e o desvio padrão, sendo realizada primeiramente a análise de variância (ANOVA) e as comparações de médias por meio do teste

de Tukey a 5% de probabilidade, com auxílio do software SISVAR (FERREIRA, 2008). Posteriormente, foram realizadas as análises de agrupamentos hierárquicos (HCA) e a de componentes principais (ACP), com auxílio do software R (R CORE TEAM, 2020), utilizando-se apenas 15 atributos, já que o alumínio apresentou o mesmo valor para todas as amostras e foi excluído dessas análises.

Vale lembrar que AC é composta por espécies florestais com 16 anos de idade com bom desenvolvimento de altura e diâmetro, onde muitas delas já passaram por períodos reprodutivos (floração e frutificação) que favorecem a manutenção do ecossistema com a deposição de material vegetal no solo (folhas, galhos e sementes) formando serrapilheira. No entanto, em alguns pontos devido à remoção da cerca, observou-se a presença frequente de bovinos que comprometeram a regeneração natural da área; AA corresponderam aos lotes do assentamento que praticam o sistema tradicional de cultivo de milho em condições de sequeiro, sendo que, no momento da coleta, a maioria dos lotes onde a coleta das amostras foi realizada já tinham colhido o milho e o solo encontrava-se descoberto; RL corresponde a uma área declivosa, em um Neossolo Litólico Eutrófico, coberta por mata nativa relativamente preservada, com a presença de espécies representativas da Caatinga.

6.3. Resultados e discussão

6.3.1. Análise temporal da paisagem

Com a análise visual dos mapas e dos dados obtidos para cobertura vegetal e usos da terra do Assentamento Borda da Mata para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2020, foi possível perceber que parte das áreas naturais cedeu espaço à ocupação antrópica, por exemplo, a formação savânica perdeu área para pastagem, principalmente quando comparamos os anos de 2004 com 2020 (Tabela 3 e Figura 2). Desta forma, os remanescentes naturais foram reduzidos a pequenos fragmentos isolados em meio a atividades antrópicas, intensificando a ameaça sob a biodiversidade (TAMBOSI, 2014).

A formação florestal, que apresentava apenas 3,51 ha (0,29%) do território do assentamento em 2004 apresentou ganhos expressivos até o ano de 2012, chegando a 3,97% do território, passou por um declínio em 2016, mas manteve em 2020 um ganho de 8,55 ha em relação a 2004 (Tabela 3). Tal resultado comprova a eficácia do projeto de restauração estabelecido na área ciliar do assentamento, uma vez que o plantio de mudas é capaz de reestabelecer funções como fluxo gênico e dispersão ao longo do tempo e ainda favorecer os serviços ecossistêmicos (CORDEIRO *et al.*, 2019).

Em relação à classe de corpos d'água observamos um declínio constante ao longo dos anos estudados, com destaque para o ano de 2016 (Figura 2), fato que pode ser explicado pela seca enfrentada pelo estado de Sergipe neste ano, onde as precipitações ficaram muito abaixo do normal. Com isso, salienta-se que as informações obtidas através de SIG e ferramentas de sensoriamento remoto podem contribuir significativamente no gerenciamento e planejamento dos recursos naturais (QUARESMA; SILVA, 2021).

Tabela 3. Cobertura vegetal e usos da terra do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Classes	Área (hectares)				
	2004	2008	2012	2016	2020
Formação florestal	3,51	18,72	47,07	11,88	12,06
Formação savânica	492,39	497,52	534,96	448,2	446,49
Formação campestre	6,75	5,04	7,02	0,09	19,08
Pastagem	579,96	544,77	498,06	671,58	630
Agricultura	37,89	65,34	52,2	16,83	40,95

Área não vegetada	1,89	1,35	1,53	22,41	1,17
Corpos D'água	62,55	52,02	44,1	13,95	35,19

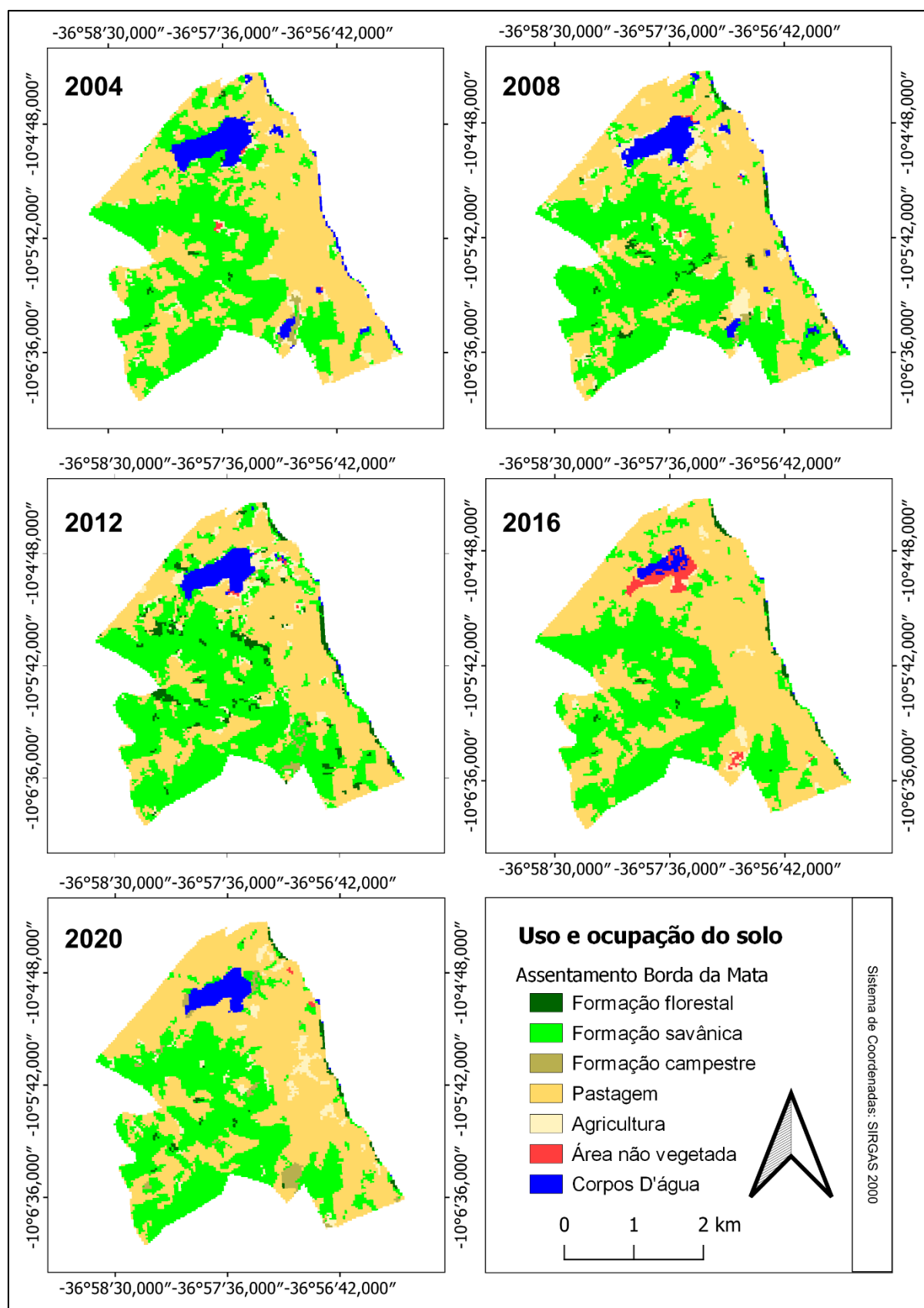


Figura 2. Dinâmica temporal (2004-2020) do uso e cobertura do solo do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sertipano.

6.3.2. Análise dos atributos químicos do solo

Os valores de pH (H₂O) no solo não apresentaram diferença significativa para as três áreas estudadas. Por estarem compreendidos entre 5,0-6,0 são classificados como moderadamente ácidos (SOBRAL *et al.*, 2015), o que é esperado para os Neossolos Flúvicos e Litólicos. As demais variáveis referentes à acidez do solo (H+Al; Al³⁺; m) também não apresentaram diferença significativa com valores considerados baixos (Tabela 4).

Tabela 4. Atributos químicos do solo em áreas sob diferentes coberturas vegetais localizadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Variáveis	Área Ciliar Reflorestada	Área Agrícola	Reserva Legal
pH (H ₂ O)	5,65 ± 0,28 a	5,64 ± 0,29 a	5,65 ± 0,25 a
Ca+Mg (cmol _c dm ⁻³)	8,64 ± 1,65 a	7,48 ± 1,11 a	9,43 ± 1,78 a
Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	5,71 ± 1,34 ab	5,05 ± 0,83 a	7,44 ± 1,56 b
Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	2,93 ± 1,34 a	2,43 ± 0,35 a	1,98 ± 0,34 a
K ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,70 ± 0,81 a	0,55 ± 0,36 a	0,40 ± 0,11 a
Na ⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,06 ± 0,02 b	0,03 ± 0,01 a	0,03 ± 0,01 a
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,08 ± 0,00 a	0,08 ± 0,00 a	0,08 ± 0,00 a
P-disp (mg dm ⁻³)	25,76 ± 14,15 b	16,06 ± 8,13 ab	7,93 ± 3,45 a
M.O. (g dm ⁻³)	18,13 ± 2,05 a	13,96 ± 3,10 b	26,94 ± 3,94 c
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	1,58 ± 0,52 a	1,44 ± 0,49 a	1,74 ± 0,34 a
SB (cmol _c dm ⁻³)	9,40 ± 1,56 a	8,06 ± 1,33 a	9,86 ± 1,85 a
t (cmol _c dm ⁻³)	9,48 ± 1,56 a	8,14 ± 1,33 a	9,94 ± 1,85 a
T (cmol _c dm ⁻³)	10,98 ± 1,64 a	9,50 ± 1,56 a	11,61 ± 1,66 a
PST (%)	0,58 ± 0,23 b	0,36 ± 0,13 a	0,30 ± 0,08 a
V (%)	85,59 ± 4,26 a	84,87 ± 3,80 a	84,59 ± 4,37 a
m (%)	0,86 ± 0,14 a	1,01 ± 0,18 a	0,83 ± 0,15 a

* Valores médios de sete repetições e desvio padrão; ** Valores seguidos pela mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey (p = 0,05); Onde: SB = soma de bases, t = CTC efetiva, T = CTC potencial, PST = saturação por sódio, V = saturação por bases, m = saturação por alumínio.

Para a capacidade de troca catiônica observou-se que houve influência da matéria orgânica, já que as áreas de Reserva Legal e ciliar reflorestada apresentaram os maiores valores, respectivamente (Tabela 4). Desse modo, entendemos que a vegetação tem participação ativa nos processos de troca catiônica com o material do solo pelo contato direto das raízes com a superfície coloidal, na estocagem de nutrientes no interior dos tecidos, e na absorção dos cátions da solução do solo, os quais retornam ao solo pela adição de resíduos vegetais (LIRA *et al.*, 2012), promovendo a ciclagem de nutrientes.

Os atributos Ca²⁺, Na⁺, P-disp e PST apresentaram diferença significativa entre as áreas estudadas indicando que o plantio de espécies florestais, ou seja, o tipo de cobertura vegetal implantada exerceu influência positiva na qualidade do solo, já que os maiores desses atributos foram encontrados na área ciliar reflorestada.

Mesmo todas as áreas tendo apresentado teor médio de M.O., com valores entre 15 e 30 g dm⁻³, houve diferença significativa entre elas, sendo a área da Reserva Legal a que apresentou o maior valor (Tabela 4). Esse resultado comprova que o tipo de cobertura vegetal, as espécies, suas características fisiológicas, a relação C/N, as condições de temperatura e umidade do meio determinam a qualidade da matéria orgânica existente no solo (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Neste sentido, a área de Reserva Legal por ser o remanescente florestal preservado cumpre seu papel como ecossistema de referência.

Na análise de agrupamentos hierárquica observou-se as similaridades entre os atributos químicos e as áreas sob diferentes coberturas vegetais, sendo formados três agrupamentos representados em um dendrograma de similaridade. As menores distâncias euclidianas foram apresentadas pela área agrícola (1.958) e área ciliar reflorestada (1.757), enquanto a área da Reserva Legal (2.244) apresentou a maior distância (Figura 3).

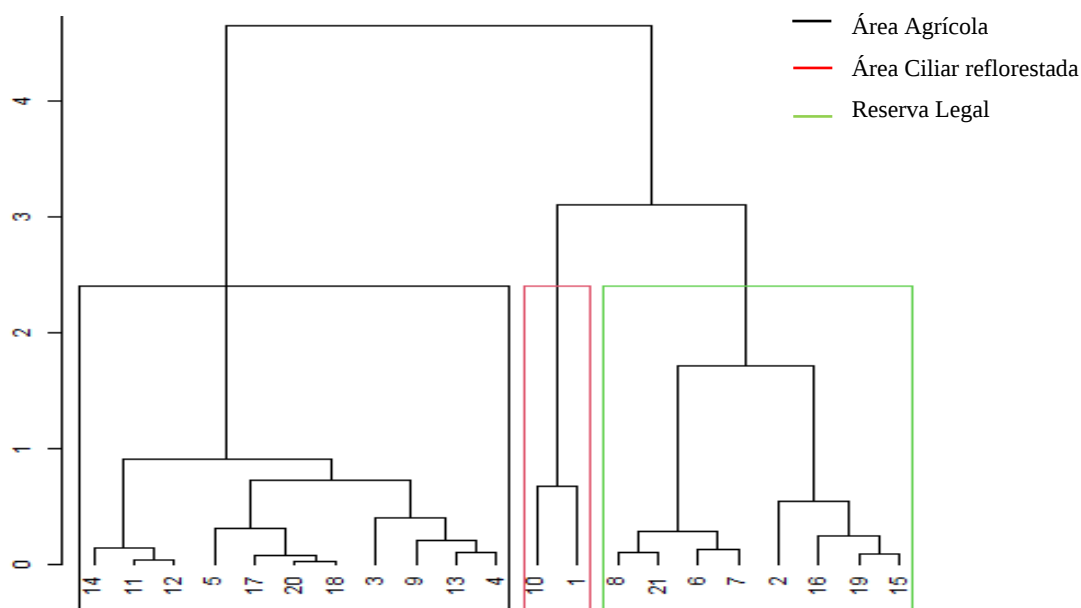


Figura 3. Dendrograma resultante da análise de agrupamentos hierárquica das amostras de solo coletadas em áreas sob diferentes coberturas vegetais localizadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Os agrupamentos formados pela HCA confirmam a diferença entre as áreas, visto que estão claramente separadas. Entretanto, observa-se que a área ciliar reflorestada e a área de Reserva Legal são mais similares e os atributos que promoveram a similaridade entre essas áreas foram evidenciados na análise de componentes principais.

A análise de componentes principais dos atributos químicos do solo sob diferentes coberturas vegetais necessitou apenas do primeiro e segundo componente principal para explicar a variância total, devido aos autovalores. Assim, o percentual de variância explicado pelos dois componentes principais foi de 64% da variância total (Tabela 5).

Tabela 5. Autovalores de variância, percentual de variância e percentual cumulativo de variância dos primeiros componentes principais dos atributos químicos do solo analisados nas áreas estudadas.

Autovalores	CP 1	CP 2
Variância	6.44	3.16
% de variância	42.93	21.07
% cumulativo	42.93	64.00

Com a análise dos componentes principais individuais podemos observar uma nítida tendência de agrupamento das amostras que representam a área da Reserva Legal no quadrante inferior direito e das amostras que representam a área agrícola no centro esquerdo. As amostras que representam a área ciliar reflorestada distribuíram-se de forma dispersa por todos os quadrantes (FIGURA 4).

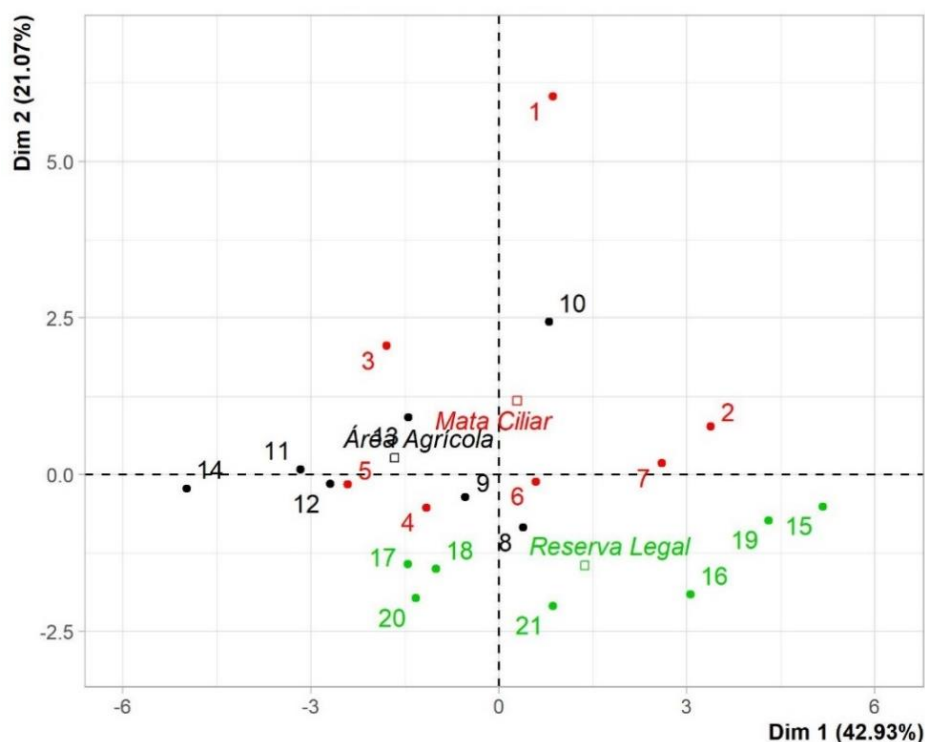


Figura 4. Análise dos componentes individuais dos atributos químicos dos solos coletados em áreas sob diferentes coberturas vegetais localizadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Sendo assim, os atributos SB, CTC efetiva, CTC potencial, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , M.O. e $\text{H}+\text{Al}$ se correlacionaram com a parte positiva do primeiro eixo, enquanto a saturação por alumínio se correlacionou com a parte negativa desse eixo (Figura 5), comprovando que a deposição de nutrientes via serapilheira pode acarretar o aumento da fertilidade do solo em áreas com estágios sucessionais mais avançados (LOVETT *et al.*, 2018), aqui representada pela área de Reserva Legal do assentamento.

Os atributos K^+ , V, pH, PST, Na^+ , Mg^{2+} e P se correlacionaram com a parte positiva do segundo eixo (Figura 6) indicando que o solo da área ciliar reflorestada ainda não está desempenhando a ciclagem de nutrientes esperada, que pode estar sendo influenciada pelas interferências antrópicas (pastoreio de bovinos) registradas na área.

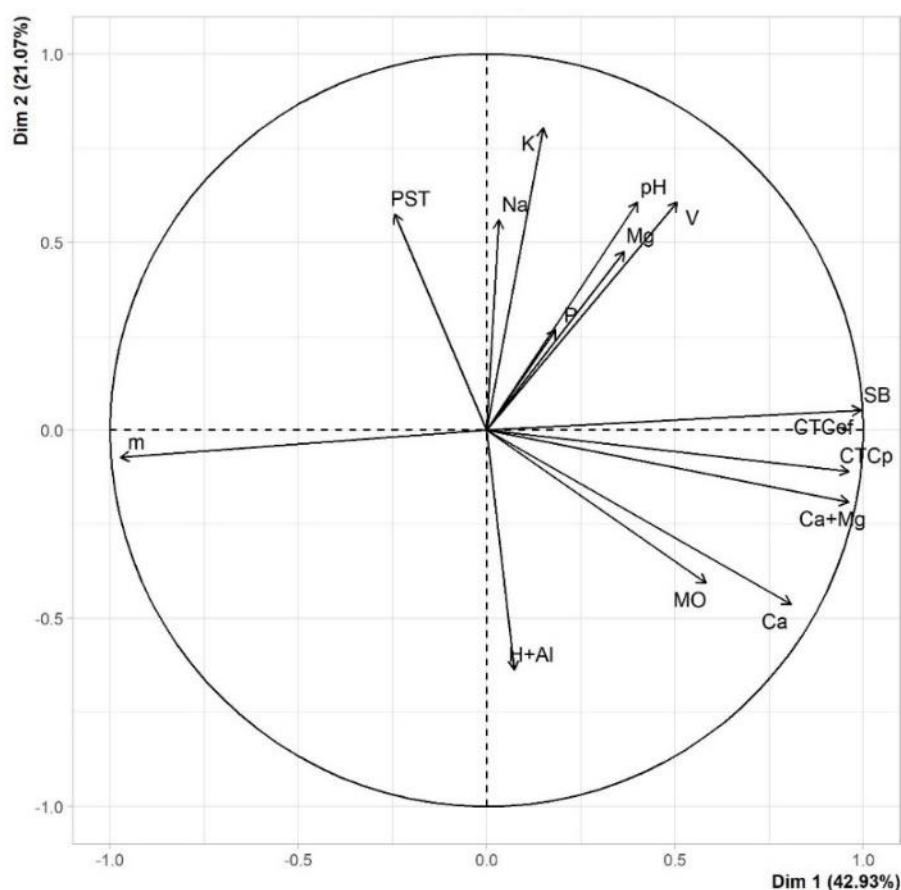


Figura 5. Análise dos componentes principais dos atributos químicos dos solos coletados em áreas sob diferentes coberturas vegetais localizadas no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

Embora haja um bom desenvolvimento da vegetação em áreas de restauração, os atributos do solo podem não acompanhar o mesmo processo de mudança depois de oito anos de restauração (HALE *et al.*, 2018), ou mesmo depois de 35 anos de restauração (AYALA-OROZCO *et al.*, 2018). Neste trabalho, foi possível observar que os atributos químicos do solo da área ciliar reflorestada podem não estar acompanhando o desenvolvimento da vegetação, já que os valores encontrados ainda são intermediários.

Desta forma, a avaliação da fertilidade do solo deve considerar este sistema como um compartimento dinâmico, passível de alterações em diferentes escalas temporais, que por sua vez podem ser moduladas pela estrutura da vegetação presente. Nesse sentido, são necessários mais estudos que confirmem a influência da composição e estrutura da vegetação na variação dos atributos químicos do solo (BACHEGA, 2019), já que os atributos químicos do solo são importantes para preservação e proteção ambiental, pois permitem uma melhor compreensão da dinâmica de liberação dos nutrientes para as plantas e sua conservação (RODRIGUES *et al.*, 2017).

6.4. Conclusão

A análise temporal do uso e cobertura do solo demonstrou que ao longo do tempo houve um avanço significativo das áreas antrópicas sobre as áreas naturais, principalmente em relação à formação savânica que cedeu espaço para pastagem, fragmentando cada vez mais os remanescentes florestais nativos. Além disso, observou-se que o projeto de restauração da área ciliar influenciou positivamente o aumento de áreas na classe formação florestal, favorecendo a conservação da biodiversidade.

Os atributos químicos do solo que apresentaram maior sensibilidade ao tipo de cobertura vegetal foram Ca^{2+} , Na^+ , P-disp, M.O. e PST, devendo ser considerados indicadores de qualidade do solo em áreas que apresentem condições semelhantes de clima e solo. Contudo, foi a área de Reserva Legal que apresentou os melhores valores para os atributos pH, Ca^{2+} Mg^{2+} , Ca^{2+} , M.O, H+Al, SB, CTC efetiva, CTC potencial e m, indicando que o tipo de cobertura vegetal existente nesta área exerceu influência positiva nestes indicadores químicos de fertilidade e qualidade do solo.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela bolsa de doutorado e ao senhor Paulo (morador do Assentamento Borda da Mata) por todo apoio logístico e braçal durante a coleta dos dados.

6.5. Referências bibliográficas

- ALTHOFF, T. D. et al. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p. 26–34, 2018.
- ARAÚJO, E. A. D. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.
- AYALA-OROZCO, B. et al. Resilience of soil properties to land-use change in a tropical dry forest ecosystem. **Land degradation & development**, v. 29, n. 2, p. 315-325, 2018.
- BACHEGA, L. R. **A camada serapilheira-solo em áreas de reflorestamento de matas ciliares**. 2019. 94p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, 2019.
- CORDEIRO, E. M. G. et al. Diversity, genetic structure, and population genomics of the tropical tree *Centrolobium tomentosum* in remnant and restored Atlantic forests. **Conservation Genetics**, v. 20, n. 5, p. 1073-1085, 2019..
- ALMEIDA, D. R. A. de. et al. Monitoring restored tropical forest diversity and structure through UAV-borne hyperspectral and lidar fusion. **Remote Sensing of Environment**, v. 264, p. 112582, 2021.
- EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica; Brasília-DF: Embrapa Solos, 2009. 627p
- FARIAS, F. DE J. **Atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo em sistema agroecológico de produção**. 2018. 39p. Monografia (Graduação) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2018.
- FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. In: **Revista symposium**. 2008. p. 36-41.
- FREITAS, D. A. F. et al. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciência Agrônômica**, v.43, n.3, p.417-428, 2012.
- FREITAS, L. et al. Estoque de carbono de latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.28, n.1, p. 228-239, 2017.
- HALE, R. et al. Assessing changes in structural vegetation and soil properties following riparian restoration. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 252, p. 22-29, 2018.
- HURSKAINEN, P. et al. Auxiliary datasets improve accuracy of object-based land use/land cover classification in heterogeneous savanna landscapes. **Remote Sensing of Environment**, v. 233, p. 111354, 2019.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. 40 2ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3ª ed. Rio de Janeiro:IBGE, 2013.

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, v. 7, p. 5875–5895, 2015.

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

LIRA, R. B. et al. Efeitos dos sistemas de cultivo e manejo da caatinga através da análise dos indicadores químicos de qualidade do solo na produção agrícola em Apodi, RN. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 3, p. 18-24, 2012.

LOVETT, G. M. et al. Nutrient retention during ecosystem succession: a revised conceptual model. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, n. 9, p. 532-538, 2018.

NGUYEN, K. A. et al. Soil salinity assessment by using near-infrared channel and Vegetation Soil Salinity Index derived from Landsat 8 OLI data: A case study in the Tra Vinh Province, Mekong Delta, Vietnam. **Progress in Earth and Planetary Sciences**, v. 7, p. 1–16, 2020.

NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A. Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis - Goiás. 2015. 53 p. Monografia (Graduação) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia-GO, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Revista Cerne**, Lavras, v.1, p.64-72, 1994.

OLIVEIRA, K. et al. Propriedades nutricionais e microbiológicas do solo influenciadas pela adubação verde. **Revista de Ciências Agrárias**, v.40, n.1, 2017.

PACHECO, E. P; FARIAS, I. L.; GOMES, J. B. V. Efeito do tempo e tipo de uso sobre os atributos físicos e da matéria orgânica de um Chernossolo do oeste de Sergipe.

QUARESMA, M. N. S.; SILVA, C. N da. Aplicação de geotecnologias na análise multitemporal do uso e cobertura do solo no município de Breves-PA. 2021

R CORE TEAM, R: a language and environment for statistical computing. vienna: R foundation on statistical computing, 2020.

RODRIGUES, M. et al. Changes in chemical properties by use and management of an oxisol in the Amazon Biome. **Revista Caatinga**, v. 30, p. 278-286, 2017.

ROUSSEAU, L. et al. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 27, p. 71-82, 2013.

SHIMAMOTO, C.Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, 2018.

SILVA, S. B. **Análise de solos para ciências agrárias**. 2.Ed. Belém: EDUFRA, 2018. 174 p.

SOBRAL, L. F. et al. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. p. 13

SOUSA, D.; DAVIS, F. W. Scalable mapping and monitoring of Mediterranean-climate oak landscapes with temporal mixture models. **Remote Sensing of Environment**, v. 247, n. June, p. 111937, 2020.

TALUKDAR, S. et al. Land-use land-cover classification by machine learning classifiers for satellite observations—A review. **Remote Sensing**, v. 12, n. 7, p. 1135, 2020.

TAMBOSI, L. R. Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagens para a otimização dos esforços de restauração. 2014. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 116p, 2014.

WU, Q. et al. Integrating LiDAR data and multi-temporal aerial imagery to map wetland inundation dynamics using Google Earth Engine. **Remote Sensing of Environment**, v. 228, n. March, p. 1–13, 2019.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos, podemos considerar que as ferramentas e estratégias utilizadas na região Semiárida do Baixo São Francisco sergipano têm proporcionado respostas positivas para a conservação da biodiversidade, embora as intervenções contra a vegetação não tenham deixado de existir. Por isso, as informações geradas por este estudo oferecem subsídios relevantes para tomada de decisão em relação ao planejamento e gestão ambiental do Assentamento Borda da Mata, uma vez que o avanço desregulado das áreas antropizadas sobre as áreas com remanescentes florestais nativos ou em restauração dificulta cada vez mais a sustentabilidade ambiental deste local.

A área ciliar em processo de restauração atingiu uma trajetória ecológica pouco sustentável, haja vista, em muitos trechos sua regeneração natural ter sido comprometida por causa do pisoteio e pastoreio do gado, que pode ter impedido o desenvolvimento de muitas espécies que incrementariam a riqueza da área. Desta forma, compreendemos que o modelo de gestão e monitoramento da área ciliar reflorestada precisa ser reformulado a fim de que o trabalho realizado como muito esmero 18 anos atrás não seja totalmente perdido com os sucessivos cortes de árvores, em alguns casos para utilização energética, em outros apenas para limpeza de área para o plantio de subsistência de culturas anuais.

É válido considerar que para área ciliar em processo de restauração atingir um grau de autossustentabilidade alguns esforços dos órgãos ambientais (ADEMA e IBAMA) e fundiário (INCRA) deverão ser tomados a fim de manter a conscientização e cooperação da população na preservação dessa área tão importante para o rio São Francisco.

Por fim, este trabalho reúne informações imprescindíveis para subsidiar pesquisas futuras tanto sobre a dinâmica do uso e ocupação do solo do assentamento quanto para projetos de restauração florestal na região Semiárida do Baixo São Francisco sergipano.

ANEXOS

FIGURA 1A. Foto área panorâmica do trecho de área ciliar reflorestados no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.



FIGURA 1B. Foto área do trecho de área ciliar reflorestado ao lado da prainha do Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.



FIGURA 1C. Fotografias dos pontos mais conservados da área ciliar reflorestada no Assentamento Borda da Mata, município de Canhoba, no Baixo São Francisco sergipano.

